



Wetenschappelijk rapport MIRA 2009 & NARA 2009 Overschrijding kritische lasten



Milieurapport Vlaanderen
Vlaamse MilieuMaatschappij
Van Benedenlaan 34
2800 Mechelen
tel. 015 45 14 61
fax 015 43 32 80
e-mail mira@vmm.be
website www.milieurapport.be



Natuurrapport Vlaanderen
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Kliniekstraat 25
1070 Brussel
tel 02 558 18 11
fax 02 558 18 05
e-mail info@inbo.be
website www.inbo.be

INBO.R.2009.55

Auteurs

*Karen Wuyts, Jeroen Staelens, An De Schrijver, Kris Verheyen, Labo voor Bosbouw, UGent
Stijn Overloop, Line Vancraeynest, MIRA, VMM
Maarten Hens, Carine Wils, INBO*

INHOUDSOPGAVE

Context.....	10
Toekomstverkenning milieu en natuur	10
Scenario's.....	10
Scenarioberekeningen en onderlinge samenhang in de Natuurverkenning 2030	11
Scenarioberekeningen en onderlinge samenhang in de Milieuverkenning 2030	14
1 Inleiding	16
2 Methodiek	17
2.1 Inhoud van de scenario's.....	17
2.1.1 .MIRA-scenario's voor potentieel verzurende emissies	17
2.1.2 .NARA-scenario's voor landgebruik	17
2.2 Omzetting natuurscenario's in ruimtemodel.....	19
2.2.1 .Grasland	20
2.2.2 .Heide.....	21
2.2.3 .Bos.....	22
2.3 Evolutie oppervlakte en spreiding biotopen.....	22
2.4 Kritische lasten voor verzuring en vermeting	25
2.4.1 .Bodemverzuring.....	25
2.4.2 .Vermeting.....	26
2.4.3 .Invoergegevens kritische lasten	29
2.4.4 .Overschrijding van kritische lasten	29
2.5 Kritische lasten in bossen en bosrandeffecten.....	29
2.5.1 .Aanpassing OPS-depositiedata voor bosranden	33
2.5.2 .Herberekening kritische lasten voor bosranden	34
2.6 OPS-data.....	43
2.7 Landgebruikkaarten	43
2.8 Berekening overschrijding kritische lasten.....	45
3 Resultaten en bespreking	48
3.1 Invloed van bosrandeffect	48
3.2 Verzuring	49
3.2.1 .Oppervlakte natuur met overschrijding van kritische lasten voor verzuring	49
3.2.2 .Gemiddelde overschrijding van kritische lasten voor verzuring	53
3.2.3 .Spreidingskaarten overschrijding kritische lasten voor verzuring in 2030	56
3.3 Vermeting	59
3.3.1 .Oppervlakte natuur met overschrijding van kritische lasten voor vermeting	59
3.3.2 .Gemiddelde overschrijding van kritische lasten voor vermeting	62
3.3.3 .Spreidingskaarten overschrijding van kritische lasten voor vermeting.....	65
4 Samenvatting en conclusies	68

Referenties.....	70
Bijlagen	73
Bijlage 1a	73
Bijlage 1b	74
Bijlage 2a	75
Bijlage 2b	76

Lijst van figuren

Figuur a: Een sociaal-economische verkenning, twee milieuscenario's (gekoppeld aan twee klimaatverkenningen) en drie landgebruikscenario's worden gecombineerd in zes scenario's	11
Figuur b: Een sociaal-economische verkenning, drie milieuscenario's en drie rivierontsnipperingsscenario's worden gecombineerd tot negen scenario's.....	11
Figuur c: Stroomschema en samenhang van de scenarioberekeningen in NARA 2009.....	13
Figuur d: Stroomschema en samenhang van de scenarioberekeningen in MIRA 2009	15
Figuur 1: Locatie van de ecosysteemtipes volgens de landgebruikkaart voor 2005	20
Figuur 2: Evolutie van de oppervlakte (ha) grasland voor zes landgebruikscenario's (zie 2.1.2 voor afkortingen).....	23
Figuur 3: Evolutie van de oppervlakte (ha) bos en heide voor zes landgebruikscenario's (zie 2.1.2 voor afkortingen).....	24
Figuur 4: Voorbeeld van een kritische lastfunctie als een combinatie van $CL_{\max}(S)$, $CL_{\min}(N)$ en $CL_{\max}(N)$	26
Figuur 5: Hypothetische ecosysteemresponsen (a), relatieve veranderingen in groei (b), verschuivingen in N-status (c) en veranderingen in relaties tussen input en output in beheerde gematigde bosccosystemen als resultaat van een toegenomen N-depositie [aangepast van Gundersen et al. (2006)].....	28
Figuur 6: Schematische voorstelling van de depositie- en uitwisselingsprocessen die de aanvoer van nutriënten of polluenten naar de bodem via doorvalwater en stamafvloed beïnvloeden	30
Figuur 7: Theoretische voorstelling van de exponentiële afname van doorvaldepositie van aan de eigenlijke bosrand (0 m) tot in de boskern	31
Figuur 8: Theoretische voorstelling van het verloop van de doorvaldepositie in functie van de afstand tot de bosrand. De IFEE-factoren worden berekend als de ratio van oppervlakte A + oppervlakte B tot oppervlakte B.....	32
Figuur 9: Boxplots voor de originele $CL_{\max}(S)$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{\max}(S)$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in $\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$	40
Figuur 10: Boxplots voor de originele $CL_{\min}(N)$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{\min}(N)$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in $\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$	40
Figuur 11: Boxplots voor de originele $CL_{\max}(N)$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{\max}(N)$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in $\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$	41
Figuur 12: Boxplots voor de originele $CL_{\text{nut}}(N)_{\text{bio}}$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{\text{nut}}(N)_{\text{bio}}$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in $\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$	41
Figuur 13: Bosrandenkaart voor 2005 met de aanduiding van boscellen niet blootgesteld aan randeffecten (groen) en blootgesteld aan één windrichting (geel), twee windrichtingen (lichtoranje), drie windrichtingen (donkeroranje) en aan alle vier de hoofdwindrichtingen (rood)	44

Figuur 14: Aandeel van bosrand (% van totale bosoppervlakte) voor de zes verschillende NARA-landgebruikscenario's. Het aandeel bosrand wordt uitgedrukt als het aantal van de vier hoofdwindrichtingen die niet aan naburig bos grenzen.....	45
Figuur 15: Voorbeeld van een bospixel van 150 m x 150 m die wordt ingedeeld in aandelen blootgesteld aan geen randeffect (kern, K), blootgesteld aan randeffecten aan noord/oost-randen (NO) en blootgesteld aan randeffecten aan zuid/west-randen (ZW). De zwarte vlakken geven aan waar een bospixel gelegen is.....	47
Figuur 16: Evolutie van de oppervlakte bos en heide (%) met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring	51
Figuur 17: Evolutie van de oppervlakte grasland (%) met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring	52
Figuur 18: Evolutie van de gemiddelde overschrijding ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor verzuring in bos en heide	54
Figuur 19: Evolutie van de gemiddelde overschrijding ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor verzuring in grasland	55
Figuur 20: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2006 voor het MIRA-REF-scenario en het NARA-RR-scenario	56
Figuur 21: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-REF-scenario en het NARA-RR-scenario	57
Figuur 22: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het NARA-RS-scenario	57
Figuur 23: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het NARA-RV-scenario	57
Figuur 24: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het MIRA EUR-scenario en het NARA-ER-scenario	58
Figuur 25: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het NARA-ES-scenario	58
Figuur 26: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het NARA-EV-scenario	58
Figuur 27: Evolutie van de oppervlakte bos en heide (%) met overschrijding van de kritische lasten voor vermessing	60
Figuur 28: Evolutie van de oppervlakte grasland (%) met overschrijding van de kritische lasten voor vermessing	61
Figuur 29: Evolutie van de gemiddelde overschrijding ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor vermessing in bos en heide	63
Figuur 30: Evolutie van de gemiddelde overschrijding ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor vermessing in grasland	64
Figuur 31: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermessing in het zichtjaar 2006 voor het MIRA-R-scenario en het NARA-R-scenario ('RR')	65
Figuur 32: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermessing in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-R-scenario en het NARA-R-scenario ('RR')	66

Figuur 33: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-R-scenario en het NARA-Scheiding-scenario ('RS') 66

Figuur 34: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-R-scenario en het NARA-Verweving-scenario ('RV') 66

Figuur 35: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-Europa-scenario en het NARA-R-scenario ('ER') 67

Figuur 36: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-Europa-scenario en het NARA-Scheiding-scenario ('ES') 67

Figuur 37: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-Europa-scenario en het NARA-Verweving-scenario ('EV') 67

Lijst van tabellen

Tabel 1: Overzicht van de combinatie van depositiescenario's en landgebruikscenario's in de berekeningen. Elke cel staat voor een analyse van 2006 tot 2030.....	19
Tabel 2: Oppervlakte (ha) natuurcategorieën in vroegere studies naar kritische lasten en in de huidige studie gebaseerd op de landgebruikkaart van 2005	21
Tabel 3: Lijst van bosbestanden in Vlaanderen waarvan de doorvaldepositie en/of bodemeigenschappen opgemeten in de bosrand en de -kern werden gebruikt voor de herberekening van kritische lasten voor verzuring en vermesting en de inputdepositie	33
Tabel 4: IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van NO_3^- , NH_4^+ en SO_4^{2-} . De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.....	34
Tabel 5: IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van Cl^- en Na^+ en de netto-doorvaldepositie van Cl^- . De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.....	35
Tabel 6: Koolstofvoorraad in de bovenste 5 cm van de minerale bodem en de hieruit geschatte N-immobilisatie (als 0.2 % van het organisch materiaal) in de bosrand en de boskern. Eveneens wordt de verhouding tussen de waarden in de rand en die in de kern weergegeven voor elk bestand. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.	37
Tabel 7: Volume stamhout aan de bosrand (50 m) en in de boskern en de verhouding van het volume in de rand t.o.v. de kern. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.	37
Tabel 8: Concentratie aan N in stamhout aan de rand (eerste 10 m) en de boskern en de verhouding van de N-concentratie in de rand t.o.v. de kern. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.	38
Tabel 9: Overzicht van de toegepaste herschalingsratio's en IFEE-factoren voor de herberekening van de kritische lasten voor verzuring en vermesting in zuidwestgerichte bosranden van loof- en naaldbossen. De IFEE-factoren worden toegepast op de totale depositie.	38
Tabel 10: 5 ^{de} , 50 ^{ste} en 95 ^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten voor S en N ($\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) voor de 1438 bosreceptoren	39
Tabel 11: IFEE-factoren voor theoretische noord- of oostelijk georiënteerde bosranden, herrekend op basis van het jaarlijkse relatieve aandeel dagen dat wind georiënteerd is naar noord/oost- en zuid/west-gerichte randen	42
Tabel 12: Bosrandcodes voor bospixels als functie van het voorkomen van aangrenzende bospixels in de vier hoofdwindrichtingen, en aandeel van de negen 50 m x 50 m ² vlakken in de oppervlakte als boskern, noord/oost-randzone en zuid/west-randzone (cf. figuur 14).....	43
Tabel 13: 5 ^{de} , 50 ^{ste} en 95 ^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten (per ecosysteemtype) voor verzuring ($\text{CL}_{\text{max}}(\text{S})$, $\text{zeq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) en voor vermesting met het oog op het behoud van de biodiversiteit ($\text{CL}_{\text{nut}}(\text{N})$, $\text{kg N ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) zoals gebruikt in de huidige studie.....	46
Tabel 14: Oppervlakte met overschrijding van kritische lasten voor verzuring en vermesting (%) en de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring ($\text{zeq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) en vermesting ($\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) in het referentiejaar 2006 met en zonder rekening te houden met bosranden.....	48

Tabel 15: Oppervlakte (%) heide, grasland en bos met overschrijding van de kritische lasten verzuring voor het referentie jaar en voor de drie zichtjaren 2010, 2020 en 2030, voor de zes combinaties van de MIRA-depositiescenario's ('Europa' en 'Referentie') en NARA-landgebruikscenario's ('Referentie', 'Scheiding' en 'Verweving')..... 50

Tabel 16: Gemiddelde overschrijding (zeq ha⁻¹ jaar⁻¹) van de kritische lasten voor verzuring in heide, grasland en bos voor het referentiejaar 2006 en voor de zichtjaren 2010, 2020 en 2030 voor de twee MIRA-depositiescenario's en de drie NARA-landgebruikscenario's 53

Tabel 17: Oppervlakte (%) heide, grasland, bos en totale natuur met overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het referentiejaar 2006 en de zichtjaren 2010, 2020 en 2030 voor de twee MIRA-depositiescenario's en de drie NARA-landgebruikscenario's 59

Tabel 18: Gemiddelde overschrijding (kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) van de kritische lasten voor vermesting in heide, grasland, bos en totale natuur voor het referentiejaar 2006 en voor de zichtjaren 2010, 2020 en 2030, voor de twee MIRA- en de drie NARA-scenario's..... 62

Context

Toekomstverkenning milieu en natuur

De Milieuverkenning 2030 (MIRA 2009) en de Natuurverkenning 2030 (NARA 2009) beschrijven de toekomst van het leefmilieu en van de natuur in Vlaanderen. Het doel is de beleidsmakers en het geïnteresseerde publiek inzicht te geven in te verwachten evoluties van het leefmilieu en van de natuur in Vlaanderen, bij bepaalde beleidskeuzes en binnen een gegeven sociaal-economische context.

Dit wetenschappelijk rapport maakt deel uit van een reeks rapporten die de wetenschappelijke onderbouwing van MIRA 2009 en NARA 2009 bevatten.

Scenario's

MIRA 2009 maakt een toekomstverkenning van het milieu in Vlaanderen voor de periode 2006–2030 aan de hand van drie milieubeleidsscenario's:

- een referentiescenario (REF of R*), waarbij het beleid ongewijzigd wordt verdergezet;
- een Europa-scenario (EUR of E*), waarbij bijkomende maatregelen worden genomen om Europese milieudoelstellingen voor de periode 2020-2030 te halen;
- een visionair scenario (VISI), waarbij verregaande maatregelen worden genomen om klimaatverandering sterk af te remmen en met het oog op een duurzame toekomst.

Elk scenario bestaat uit een pakket beleidsmaatregelen waarvan het gezamenlijk effect wordt berekend.

De milieuscenario's worden uitgetekend binnen éénzelfde socio-economische omgeving. De 'gebruikte' socio-economische omgeving is op zijn beurt het resultaat van een toekomstverkenning naar verwachte demografische, sociologische en economische ontwikkelingen, opgesteld door het Federaal Planbureau.

De Natuurverkenning 2030 beschrijft de mogelijke evolutie van de natuur in Vlaanderen tijdens de periode 2005–2030 aan de hand van drie landgebruiksscenario's:

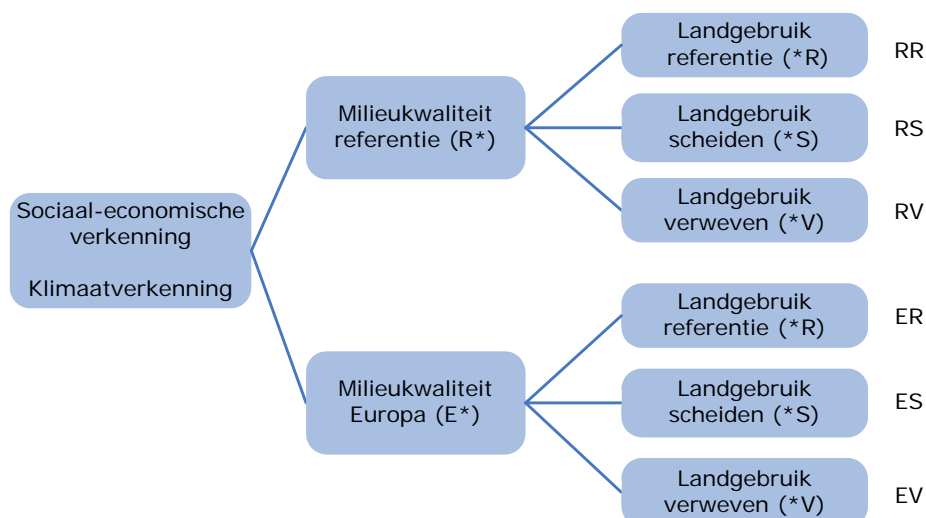
- In het scenario referentie (*R) wordt het beleid uit de periode 2000-2007 ongewijzigd voortgezet en worden de voorziene plannen uitgevoerd.
- Het scenario scheiden (*S) verdeelt de open ruimte tussen de gebruiksvormen ervan, en groepeerde die gebruiksvormen ruimtelijk in homogene clusters (terrestrische verkenning). Ontsnippering van waterlopen gebeurt prioritair in functie van soorten van Europees belang (aquatische verkenning).
- In het scenario verweven (*V) maakt de zorg voor natuur integraal deel uit van alle landgebruiksvormen, en worden de gebruiksvormen van de open ruimte ruimtelijk door elkaar verweven (terrestrische verkenning). Ontsnippering van waterlopen richt zich op de grotere verbindingen in het waterloppennetwerk (aquatische verkenning).

Elk landgebruiksscenario bestaat uit een pakket beleidsmaatregelen waarvan het gezamenlijk effect wordt berekend. Bij de samenstelling van de pakketten wordt gestreefd naar een vergelijkbare kostprijs per scenario. Langetermijndoelstellingen van het natuur-, bos- en waterbeleid vormen een toetsingskader om de verwachte effecten te beoordelen. De drie landgebruiksscenario's in de Natuurverkenning 2030 zijn elk geënt op twee milieuscenario's uit de Milieuverkenning 2030.

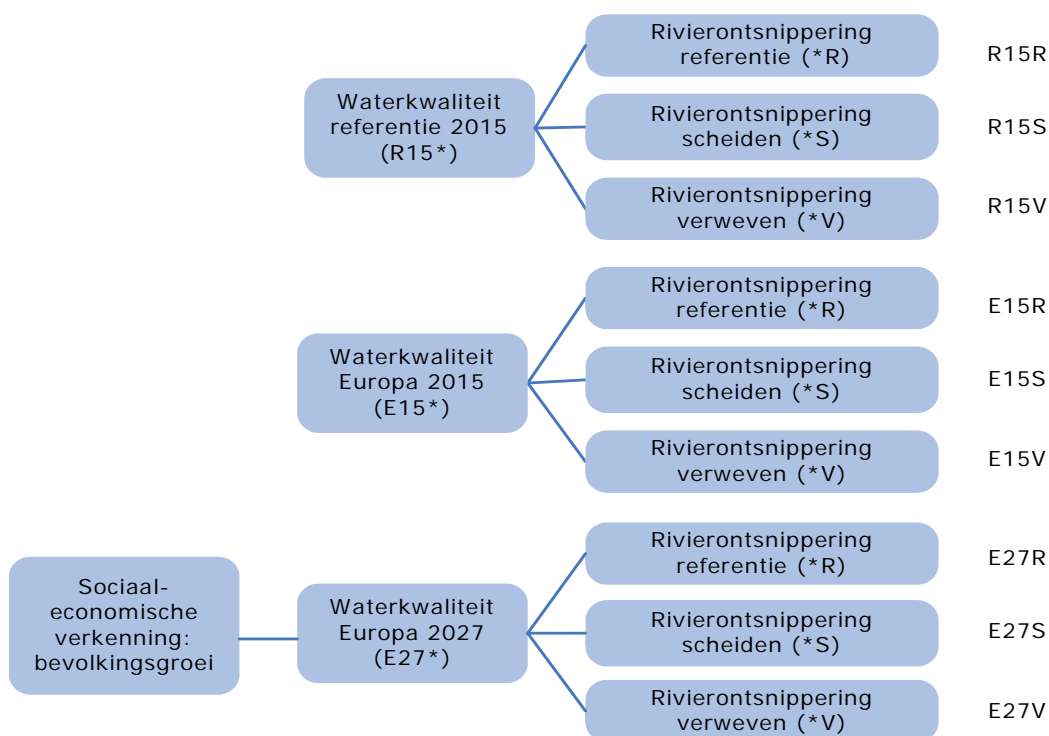
De landgebruiks- en de milieuscenario's worden uitgetekend binnen éénzelfde sociaal-economische verkenning. In de terrestrische verkenning worden ook klimaatverkenningen verwerkt, afgeleid uit internationale klimaatsscenario's. Het voornaamste zichtjaar is 2030. Voor het klimaat worden ook 2050 en 2100 als zichtjaren gehanteerd. De aquatische scenario's focussen op 2015 en 2027, aansluitend op de Europese Kaderrichtlijn water.

Voor de zes terrestrische scenario's (figuur a) en de negen aquatische scenario's (figuur b) worden de verwachte ontwikkelingen doorgerekend door middel van rekenkundige modellen.

Figuur a: Een sociaal-economische verkenning, twee milieuscenario's (gekoppeld aan twee klimaatverkenningen) en drie landgebruikscenario's worden gecombineerd in zes scenario's



Figuur b: Een sociaal-economische verkenning, drie milieuscenario's en drie rivierontsnipperingsscenario's worden gecombineerd tot negen scenario's



De berekeningen gebeuren in de meeste gevallen gebiedsdekkend op niveau Vlaanderen, tenzij de beschikbare gegevens en/of modellen dit niet toelaten.

Scenarioberekeningen en onderlinge samenhang in de Natuurverkenning 2030

De scenario's werden met gepaste rekenkundige modellen doorgerekend volgens het stroomschema in figuur c.

De sociaal-economische verkenning en de klimaatverkenningen vormen een onafhankelijke input.

1. Willems P., Deckers P., De Maeyer Ph., De Sutter R., Vanneuville W., Brouwers J., Peeters B. (2009) Klimaatverandering en waterhuishouding. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.49, www.milieurapport.be, www.nara.be
2. Demarée G., Baguis P., Debontridder L., Deckmyn A., Pinnock S., Roulin E., Willems P., Ntegeka V., Kattenberg A., Bakker A., Bessembinder J., Lenderink G., Beersma J. (2009) Eindverslag studieopdracht "Berekening van klimaatscenario's voor Vlaanderen" uitgevoerd door KMI, KNMI, KUL. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel, INBO.R.2009.48, www.nara.be

De milieuscenario's leiden tot verkenningen inzake zowel atmosferische deposities als waterkwaliteit.

3. Schneiders, A., Simoens, I., Belpaire, C. (2009) Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.22, www.nara.be
4. Wuyts K., Staelens J., De Schrijver A., Verheyen K., Overloop S., Vancraeynest L., Hens M. & Wils C. (2009) Overschrijding kritische lasten. Wetenschappelijk rapport, mira 2009, nara 2009, VMM, INBO.R.2009.55, www.milieurapport.be, www.nara.be

De landgebruikscenario's en de milieuscenario's leiden tot verkenningen inzake landgebruik. De gelijkschakeling van de kosten komt aan bod in een apart rapport.

5. Van Reeth (2009) Kosten en beleidsprestaties. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.19, www.nara.be.
6. Hens, M., Van Reeth, W. & Dumortier, M. (2009) Scenario's. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.18, www.nara.be.
7. Gobin A., Uljee I., Van Esch L., Engelen G., de Kok J., van der Kwast H., Hens M., Van Daele T., Peymen J., Van Reeth W., Overloop S., Maes F. (2009) Landgebruik in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.20, www.milieurapport.be, www.nara.be.
8. Overloop S., Gavilan J., Carels K., Van Gijsegheem D., Hens M., Bossuyt M., Helming J. (2009) Landbouw. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009 & NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.30, www.milieurapport.be, www.nara.be.

De verkenningen inzake landgebruik worden doorgerekend naar verkenningen inzake biotopen en habitats. Deze worden met de verkenningen inzake atmosferische deposities geconfronteerd, hetgeen resulteert in verkenningen inzake de druk van atmosferische vermistende en verzurende deposities op biotopen.

9. Van Daele, T. (2009) Biotopen. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.23, www.nara.be.

In een gevalstudie voor de Kleine Nete worden de verkenningen inzake landgebruik ook geconfronteerd met de klimaatverkenningen om via hydrologische modellering tot een verfijnde verkenning van de habitats te komen.

10. Dam J., Salvadore, E., Van Daele, T. & Batelaan, O. (2009) Case Kleine Nete: hydrologie. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.28, www.nara.be.
11. Van Daele, T. (2009) Case Kleine Nete: moerasvegetaties. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.25, www.nara.be.

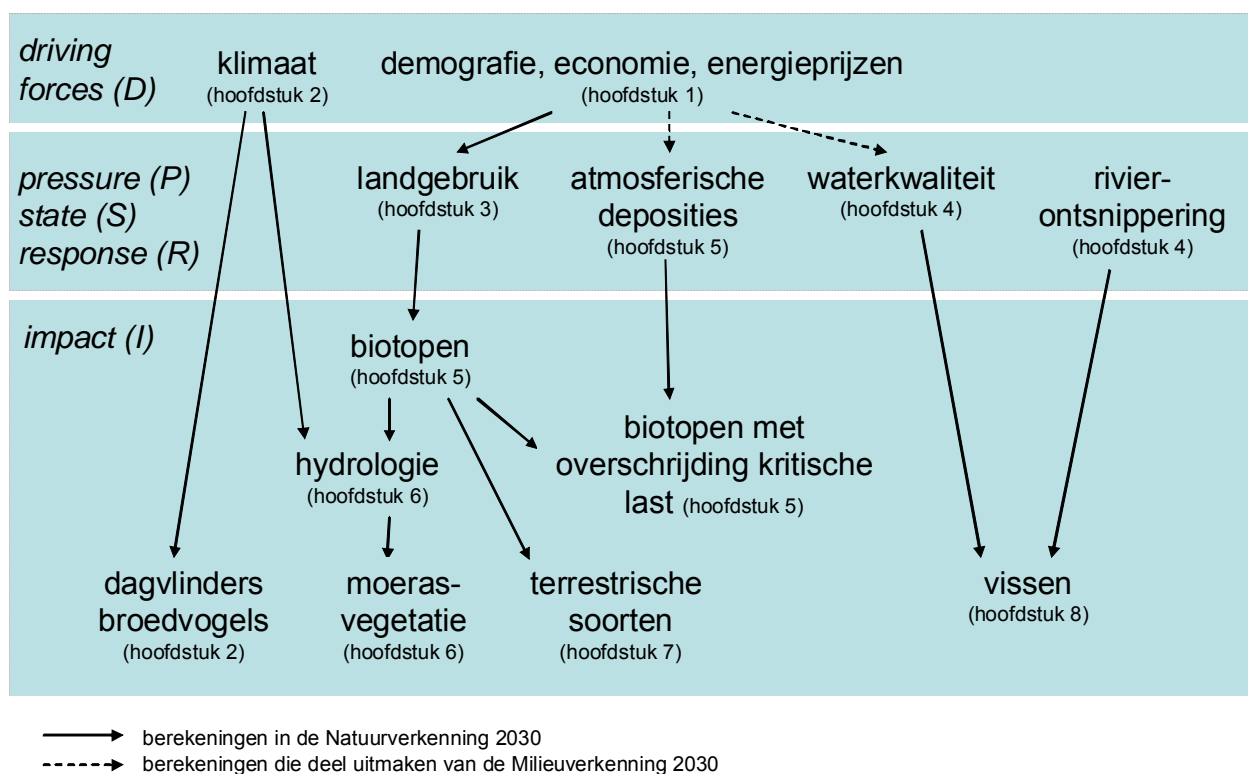
De verkenningen inzake biotopen en habitats en de klimaatverkenningen vormen de input voor verkenningen inzake terrestrische soorten.

12. De Bruyn L. & Bauwens, D. (2009) Terrestrische soorten. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.26, www.nara.be.

Aan de landgebruikscenario's worden ook scenario's inzake rivierontsnippering gekoppeld. Zij worden vertaald naar verkenningen inzake rivierontsnippering. Samen met de scenario's inzake waterkwaliteit en een typering van het rivierennetwerk, vormen zij de basis voor verkenningen inzake aquatische soorten.

13. Schneiders A., Van Daele, T. & Wils C. (2009) Huetzoning van het rivierennetwerk in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.24, www.nara.be.
14. Stevens, M. & Schneiders, A. (2009) Scenario's voor het oplossen van migratieknelpunten voor vissen. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.21, www.nara.be.
15. Schneiders, A. (2009) Vismodellering. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.27, www.nara.be.

Figuur c: Stroomschema en samenhang van de scenarioberekeningen in NARA 2009



Scenarioberekeningen en onderlinge samenhang in de Milieuverkenning 2030

De milieuscenario's zijn uitgewerkt voor de grote economische sectoren en leiden tot uitkomsten op niveau van emissies en energiegebruik.

1. Stevens, M. & Schneiders, A. (2009) Scenario's voor het oplossen van migratieknelpunten voor vissen. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.21, www.nara.be.
2. Lodewijks P., Brouwers J., Van Hooste H., Meynaerts E. (2009) Energie- en klimaatscenario's voor de sectoren Energie en Industrie. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
3. Overloop S., Gavilan J., Carels K., Van Gijseghe D., Hens M., Bossuyt M., Helming J. (2009) Landbouw. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009 & NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.30, www.milieurapport.be, www.nara.be
4. Bergen D., Vander Vennet B. (2009) Deelsector glastuinbouw. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
5. De Vlieger I., Pelkmans L., Schrooten L., Vankerkom J., Vanderschaeghe M., Grispens R., Borremans D., Vanherle K., Delhay E., Breemers T., De Geest C. (2009) Transport, referentie- en Europa-scenario. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
6. Van Zeebroeck B., Delhay E., De Geest C. (2009) Transport, visionair scenario. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

De resulterende emissies en energiegebruiken volgens drie milieuscenario's worden geaggregeerd in de kernset milieudata MIRA 2009, beschikbaar op www.milieurapport.be.

De milieukwaliteit resulterend uit deze emissies wordt voor twee milieuscenario's verder gemodelleerd in de verkenningen luchtkwaliteit.

7. Deutsch F., Fierens F., Veldeman N., Janssen S., Torfs R., Buekers J., Trimpeneers E., Bossuyt M. (2009) Zwevend stof. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
8. Van Avermaet P., Celis D., Fierens F., Deutsch F., Janssen L., Veldeman N., Viaene P., Wuyts K., Staelens J., De Schrijver A., Verheyen K., Vancraeynest L., Overloop S. (2009) Verzuring. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
9. Deutsch F., Fierens F., Veldeman N., Janssen S., Torfs R., Buekers J., Trimpeneers E., Vancraeynest L. (2009) Fotochemische luchtverontreiniging. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

Daarnaast zijn toekomstverkenningen opgemaakt voor de kwaliteit van het oppervlaktewater gebaseerd op de scenario's ontwikkeld in het stroomgebiedbeheerplan voor Schelde en Maas.

10. Peeters B., D'Heygere T., Huysmans T., Ronse Y., Dieltjens I. (2009) Kwaliteit oppervlaktewater. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

Verkenningen voor het landgebruik voor 2 milieuscenario's x 3 landgebruik-scenario's zijn opgemaakt in:

11. Gobin A., Uljee I., Van Esch L., Engelen G., de Kok J., van der Kwast H., Hens M., Van Daele T., Peymen J., Van Reeth W., Overloop S., Maes F. (2009) Landgebruik in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.20, www.milieurapport.be, www.nara.be.

Verkenning voor geluidshinder door verkeer, op basis van de verkenningen voor de sector transport is opgesteld voor twee milieuscenario's in:

12. Botteldoorn D., Dekoninck L., Van Renterghem T., Geentjes G., Lauriks W. Bossuyt M., (2009) Lawaai. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

Verkenning van klimaatverandering en waterhuishouding in Vlaanderen op basis van internationale studies en lopende nationale studies is opgesteld in:

13. Willems P., Deckers P., De Maeyer Ph., De Sutter R., Vanneuville W., Brouwers J., Peeters B. (2009) Klimaatverandering en waterhuishouding. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO, www.milieurapport.be, www.nara.be.

Overwegingen bij de complexiteit van toekomstverkenningen zijn opgesteld in:

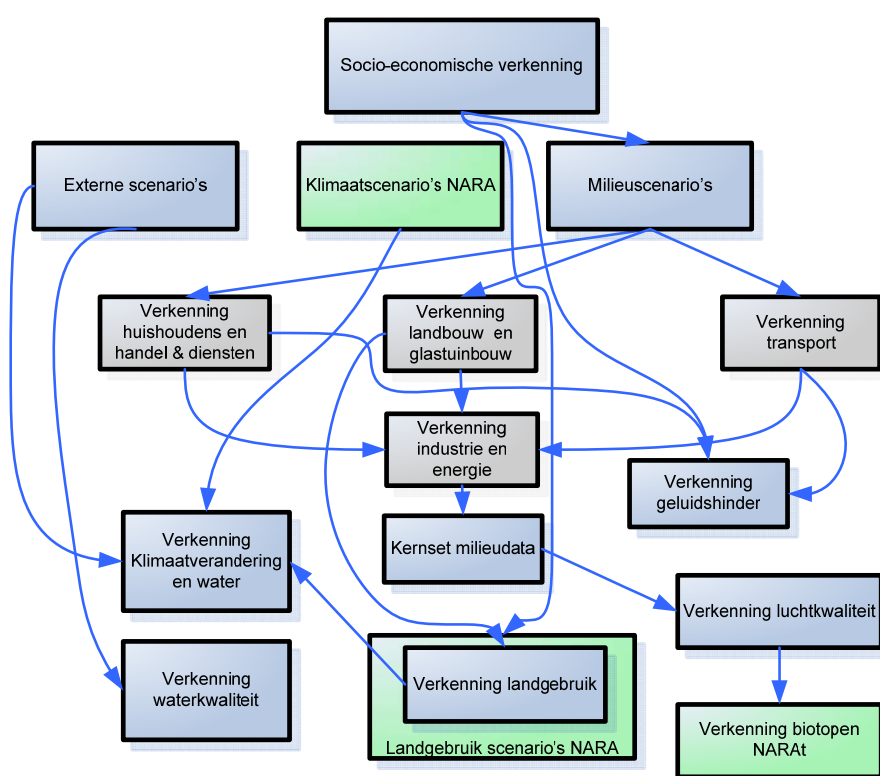
14. Keune H., Morrens B., Loots I. (2009) Hoe omgaan met de complexiteit van milieuvraagstukken? Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

Tot slot behandelt één studie de transitie naar een duurzame samenleving:

15. De Jonge W., Paredis E., Lavrijsen J., Vander Putten E. (2009) Vlaanderen en de transitie naar een koolstofarme economie. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

De onderlinge samenhang van voornoemde rapporten wordt geïllustreerd in figuur d.

Figuur d: Stroomschema en samenhang van de scenarioberekeningen in MIRA 2009



1 Inleiding

In het kader van de Conventie over grensoverschrijdende luchtverontreiniging (UNECE LRTAP *Convention*) wordt de gevoeligheid van ecosystemen voor verzurende en vermestende deposities bepaald op basis van het concept 'kritische lasten'.

Een kritische last (*critical load*) wordt algemeen gedefinieerd als een "kwantitatieve schatting van een blootstelling aan één of meerdere polluenten waaronder geen significante schadelijke effecten optreden aan bepaalde gevoelige milieureceptoren volgens de huidige kennis" (UBA, 2004). Deze definitie is toepasbaar op verschillende receptoren, zoals terrestrische of aquatische ecosystemen of de menselijke gezondheid, maar wordt meestal gebruikt om de lange-termijn effecten van atmosferische deposities op ecosystemen te schatten. De kritische last voor bv. verzuring wordt dan ook gedefinieerd als "de hoogste depositie van verzurende componenten die geen chemische verandering veroorzaakt die op termijn leidt tot schadelijke effecten op het functioneren en de structuur van ecosystemen" (Nilsson & Grennfelt, 1988).

Kritische lasten kunnen bepaald worden op basis van een statische massabalans, waarbij het aanvaardbare lange-termijnniveau van atmosferische depositie berekend wordt voor een ecosysteem dat in evenwicht is met de depositie (*steady state*). In Vlaanderen werden kritische lasten bepaald voor de verzurende en eutrofiërende effecten van stikstof- en zwaveldepositie voor bosccosystemen (Craenen et al., 1996, 2000; Langouche et al., 2001; Staelens et al., 2006), heidegebieden en soortenrijk grasland (Meykens & Vereecken, 2001).

In deze studie zal de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring en vermesting bepaald worden voor twee depositiescenario's (MIRA) en voor zes landgebruikscenario's (NARA). Dit gebeurt op basis van (i) verzurende en vermestende deposities berekend door VMM/VITO met een nieuwe versie van het OPS-model (Vlops.08), (ii) landgebruikkaarten aangeleverd door INBO en (iii) gemodelleerde kritische lasten voor acht natuurcategorieën of ecosysteemtipes, namelijk grasland (zuur, neutraalzuur, kalk- en cultuurgrasland), heide (natte en droge heide) en bos (loof- en naaldbos).

- Voor heidegebieden en soortenrijk grasland gaan we uit van de kritische lasten zoals berekend door Meykens & Vereecken (2001).
- Voor bosgebieden gaan we uit van gecorrigeerde kritische lasten van Staelens et al. (2006). Omwille van de hoge graad van bosfragmentatie in Vlaanderen, en de invloed van bosranden op atmosferische depositie en kritische lasten, worden ook bosrandspecifieke kritische lasten en overschrijdingen berekend.

2 Methodiek

2.1 Inhoud van de scenario's

2.1.1 MIRA-scenario's voor potentieel verzurende emissies

De overschrijding van kritische lasten voor verzuring en vermesting wordt berekend voor deposities volgens het OPS-model voor twee MIRA-emissiescenario's voor de periode 2010-2030:

- Referentiescenario (REF): verwachte stikstof- en zwavelemissies (N en S) bij verderzetting van het huidig beleid.
- Europa-scenario (EUR): verwachte N- en S-emissies bij luchtemissieplafonds voor het jaar 2020 uitgaande van de studies in het kader van de herziening van de NEC-richtlijn.

Meer informatie over het OPS-model en deze twee MIRA-scenario's is te vinden in het wetenschappelijk rapport MIRA 2009 Verzuring (Van Avermaet et al., 2009), verder afgekort tot WR Verzuring in deze tekst.

De aangeleverde deposities verschillen op twee vlakken van de deposities die tot nu gebruikt werden bij het berekenen van de overschrijding van kritische lasten, nl. wat betreft de gehanteerde ruwheidslengtes en de meteorologische data.

- De OPS-deposities werden berekend (VITO/VMM) met een herwerkte versie, nl. Vlops.08. Een fundamenteel verschil is dat de droge deposities nu niet berekend met een vaste ruwheidslengte per ecosysteemtype (zoals voordien het geval was), maar op basis van een *variabele ruwheidslengte* die wordt afgeleid van Corine-landgebruiksklassen (250 x 250 m²). De overige verschillen tussen Vlops.08 en Vlops.07 worden besproken in het WR Verzuring, evenals het effect hiervan op de gemodelleerde luchtconcentraties van S- en N-polluenten.
- In eerdere studies wordt in OPS voor elk depositiejaar steeds de overeenkomstige meteorologische dataset gebruikt. Om de toekomstige deposities tussen 2010-2030 te modelleren werd gebruik gemaakt van de meteodata van 2006. Het effect van de variatie in meteo op de depositiedata is beschreven in WR Verzuring.

2.1.2 NARA-scenario's voor landgebruik

De NARA-scenario's voor landgebruik onderscheiden een referentiescenario, een scenario functiescheiding en een scenario functieverweving. In het scenario met klemtoon op functiescheiding wordt de open ruimte verdeeld tussen de gebruiksvormen ervan. In het scenario met klemtoon op functieverweving maakt de zorg voor natuur integraal deel uit van andere gebruiksvormen van de open ruimte.

Deze landgebruikscenario's werden geënt op de 2 milieuscenario's uit 2.1.1 en geven uiteindelijk een combinatie van 6 scenario's:

- het referentie depositiescenario en het referentie landgebruikscenario: RR
- het referentie depositiescenario en het landgebruikscenario functiescheiding: RS
- het referentie depositiescenario en het landgebruikscenario functieverweving: RV
- het Europa depositiescenario en het referentie landgebruikscenario: ER
- het Europa depositiescenario en het landgebruikscenario functiescheiding: ES
- het Europa depositiescenario en het landgebruikscenario functieverweving: EV

Voor deze 6 scenario's werden de berekeningen uitgevoerd 2005 t.e.m. 2030.

Meer informatie over deze zes landgebruikscenario's is te vinden in het wetenschappelijk rapport NARA 2009 Scenario's (Hens et al, 2009).

Tabel 1 geeft een overzicht van de uitgevoerde combinaties van 2 depositiescenario's en 6 landgebruikscenario's. De combinatie RR en ER staan in MIRA 2009 respectievelijk voor het REF en EUR scenario.

Tabel 1: Overzicht van de combinatie van depositiescenario's en landgebruikscenari's in de berekeningen. Elke cel staat voor een analyse van 2006 tot 2030

Depositiescenario	Landgebruikscenario					
	RR (REF)	RS	RV	ER (EUR)	ES	EV
Referentie	X	X	X			
Europa				X	X	X

2.2 Omzetting natuurcategorïeën ruimtemodel

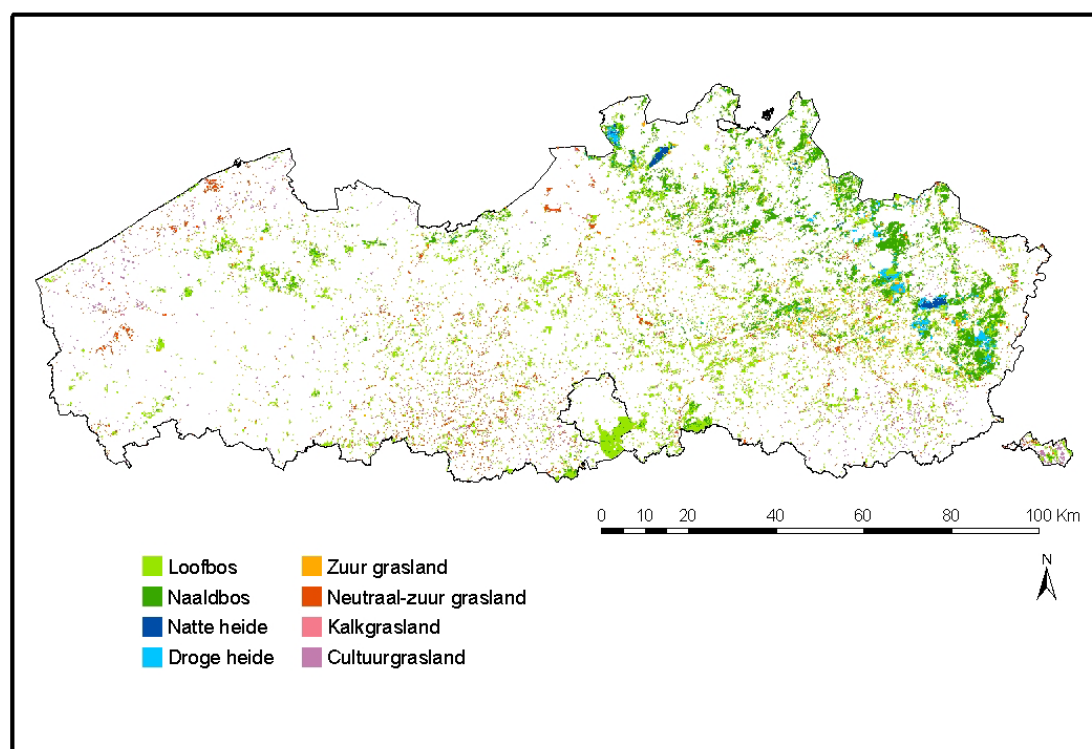
Voor de milieuverkenning- en natuurverkenning van MIRA en NARA 2009 werd het verwachte landgebruik in Vlaanderen tussen 2005 en 2030 gemodelleerd voor zes scenario's aan de hand van 28 landgebruiksklassen en met een ruimtelijk resolutie van 150 x 150 m² (Gobin et al., 2009). De bepaling van de verwachte overschrijding van de kritische lasten tijdens de periode 2005-2030 maakt gebruik van toekomstige deposities en toekomstig landgebruik.

De berekening volgt de methodiek van Meykens & Vereecken (2001) en Staelens et al. (2006), waarbij gewerkt wordt met gemodelleerde kritische lasten voor een aantal biotoop- of natuurcategorïeën, nl. heide (nat/droog), grasland (zuur, neutraal, kalk, cultuur) en bos (naald/loof). De natuurcategorïeën of ecosystemeetypes voor de kritische lasten komen niet rechtstreeks overeen met de landgebruiksklassen. Om de oppervlakte, de ruimtelijke ligging en de evolutie van de natuurcategorïeën te bepalen dienen deze dus via een aantal beslisregels afgeleid te worden uit de landgebruiksklassen.

In eerdere studies over kritische lasten in Vlaanderen werd de locatie en oppervlakte van de verschillende types grasland en heide afgeleid van de biologische waarderingskaart (BWK). Meykens & Vereecken (2001) selecteerden voor cultuurgrasland de BWK-klassen (Instituut voor Natuurbehoud, versie 1.0-2.0, 1997) die effectief vallen onder de nultbemestingsnorm (MAP2bis-klassen Natuur 1, 2, 3, 4 en 5, MAP-klasse water/fosfaat 1). Ook de overige grasland- en heidetypes werden gedefinieerd in termen van de BWK (versie 1.0-2.0, 1997). De herleiding van de BWK tot de gewenste natuurcategorïeën wordt uitgebreid beschreven in Meykens & Vereecken (2001).

Bij de bepaling van kritische lasten voor zware metalen (Gobin et al., 2006) werden de verschillende types grasland en heidegebied afgebakend vertrekkend van de EUNIS-habitatclassificatie voor Europa. De locatie en oppervlakte werd opnieuw afgeleid van de BWK gebruik makend van de 'natuurgerichte bodembedekkingskaart' (Wils et al., 2004). Deze herleiding tot de gewenste natuurcategorïeën voor kritische lasten wordt uitgebreid beschreven in Gobin et al. (2006) en leidde tot oppervlaktes per categorie die duidelijk verschillen van de oppervlaktes in Meykens & Vereecken (2001) (Tabel 2). De locatie van de verschillende bostypes door Gobin et al. (2006) gebeurde op basis van de actuele Boskartering (AMINAL, afdeling Bos & Groen, 2000).

Figuur 1: Locatie van de ecosysteemtipes volgens de landgebruikkaart voor 2005



De oppervlakte grasland en heide die via de landgebruikkaart voor 2005 in rekening gebracht wordt ligt respectievelijk 45 en 51% lager dan in de studie van Meykens & Vereecken (2001) (Tabel 2). Met de landgebruikkaart wordt in deze studie minder neutraal-zuur, kalk- en cultuurgrasland afgebakend, en meer zuur grasland. Voor de heidegebieden verschilt vooral de oppervlakte droge heide. Door minder oppervlakte grasland en heide in rekening te brengen zal het aandeel van bos in de huidige studie meer doorwegen bij de overschrijding van kritische lasten voor natuur in Vlaanderen. Van de ~187 000 ha oppervlakte waarvoor kritische lasten zullen bepaald worden (2006) bestaat maar 22% uit grasland en 5% uit heide, de overige 73% is bos (Tabel 2).

De belangrijkste oorzaak van de verschillen in oppervlakte per categorie tussen deze studie en eerdere studies ligt allicht bij de gebruikte BWK. Meykens & Vereecken (2001) baseerden zich op de BWK van 1997, terwijl voor het landgebruiksmodel de meeste recente BWK werd gebruikt, waarvoor veel gedetailleerder geïnventariseerd werd. De oppervlakte droge heide in Meykens & Vereecken (2001) (Tabel 2) ligt vrij hoog, zoals ook blijkt uit de oppervlakte gegeven door Gobin et al. (2006). Wat grasland betreft ligt het aandeel zuur grasland in de huidige studie vermoedelijk hoger omwille van de indirect afleiding, die gebaseerd is op beheer in plaats van op graslandtype (cf. infra).

Figuur 1 toont de locatie van de natuurgebieden in de huidige studie zoals afgeleid van de landgebruikkaart voor 2005. Hieronder beschrijven we hoe deze afleiding gebeurde.

2.2.1 Grasland

Voor grasland worden afzonderlijke kritische lasten voor verzuring berekend voor de volgende vier natuurgebieden: zure graslanden (Nardetalia), neutraal-zure graslanden (Molinio-Arrhenatheretea, Corynephoretea, Festuco-Sedetalia), kalkgraslanden (Festuco-Brometea) en cultuurgraslanden.

2.2.1.1 Cultuurgraslanden

In de huidige studie komt 'cultuurgrasland' overeen met de landgebruiksklasse 'grasland met milieu- en natuurdoelen'. Dit zijn graslanden in landbouwgebruik (volgens de eenmalige

perceelsregistratie of EPR). Graslanden met *natuurdoelen* worden vlakdekkend natuurgericht beheerd (geen bemesting, geen bestrijdingsmiddelen, maaien na 15 juni) volgens de voorschriften in de beheerovereenkomsten 'natuur' en 'botanisch beheer'. Graslanden met *milieudoelen* betreft graslanden langs waterlopen die extensief bewerkt worden (max. 2 GVE-eenheden, geen drainage, kunnen overstromen). Het betreft bestaande graslanden die in 2006-2007 als productiegrasland in gebruik zijn, maar door de afbouw van veestapel verlaten dreigen te worden en als grasland met milieudoelen kunnen behouden blijven. De landgebruiksklasse 'productiegrasland' (EPR graslanden zonder beheerovereenkomst) wordt niet mee in rekening genomen. Hier kunnen evenwel graslanden tussen zitten die behoren tot een bepaald waardevol of gevoelig natuurstype. Het niet in rekening brengen van deze graslanden verklaart ten dele het grote verschil met de oppervlakte cultuurgrasland in vergelijking met Gobin et al. (2006) (Tabel 2).

Tabel 2: Oppervlakte (ha) natuurcategorieën in vroegere studies naar kritische lasten en in de huidige studie gebaseerd op de landgebruikkaart van 2005

Natuurcategorie	Meykens & Vereecken (2001)	Gobin et al. (2006)	Huidige studie
Grasland	74 202	154 786	41 164
Cultuurgrasland	22 046	53 372	8 771
Zuur grasland	8 674	622	12 539
Kalkgrasland	3 355	863	585
Neutraal-zuur grasland	40 127	32 915	19 269
Cultuurgrasland met waardevolle elementen	-	67 014	-
Heide	17 593	11 834	8 694
Droge heide	14 731	7 363	6 419
Natte heide	2 862	2 431	2 275
Heischraal grasland		2 040	
Bos	-	138 145	137 025
Loofbos	-	77 843	86 886
Naaldbos	-	60 302	50 139
Totaal	-	304 765	186 883

2.2.1.2 Zure, neutraal-zure en kalkgraslanden

In de huidige studie werd de volgende tweestapsbenadering gebruikt:

- Deze graslanden zijn ofwel 'grasland met natuurbeheer', ofwel 'onbeheerd grasland met natuurwaarden'. Alle graslanden die behoren tot deze twee landgebruiksklassen worden aangewezen als zuur, neutraal-zuur of kalkrijk grasland naargelang de abiotische condities op hun plaats van voorkomen.
- Deze 'abiotische condities' worden als volgt bepaald:
 - Bepaal voor de BWK-types die elke graslandtype uitmaken (sensu Meykens & Vereecken 2001) een abiotische geschiktheidskaart aan de hand van het natuurpotentiëmodel POTNAT (Van Daele et al., 2009).
 - Maak een overlay van deze geschiktheidskaarten met de 'graslanden-laag' uit stap 1 en bepaal voor elke graslandpixel welke geschiktheid het hoogste is. De graslandpixel wordt overeenkomstig de hoogste geschiktheid 'zuur', 'neutraal zuur' of 'kalk'.

2.2.2 Heide

Twee natuurcategorieën: **droge heide** (Calluno-Genistion) en **natte heide** (Ericion tetralices), bekomen via de volgende tweestapsbenadering:

1. Deze heiden zijn ofwel 'heide met natuurbeheer', ofwel 'onbeheerde heide'. Alle terreinen die behoren tot deze twee landgebruiksklassen worden aangewezen als 'nat' of 'droog' naargelang de abiotische condities op hun plaats van voorkomen.
2. Deze 'abiotische condities' worden als volgt bepaald:
 - a. Bepaal voor de BWK-types die elke graslandtype uitmaken (sensu Meykens & Vereecken 2001) een abiotische geschiktheidskaart aan de hand van het natuurpotentiemodel POTNAT (Van Daele et al., 2009).
 - b. Maak een overlay van deze geschiktheidskaarten met de 'heide-laag' uit stap 1 en bepaal voor elke heidepixel welke geschiktheid het hoogste is. De heidepixel wordt overeenkomstig de hoogste geschiktheid aangeduid als 'natte heide' of 'droge heide'.

2.2.3 Bos

Twee categorieën: **loofbos** en **naaldbos**.

Bossen werden in het landgebruiksmodel onderverdeeld in twee klassen: 'bossen met bosbeheer' en 'bossen met natuurbeheer'. Uitzondering hierop vormen moerasbossen en bossen in natte valleigebieden die in natuurbeheer zijn, die werden ondergebracht in de klasse 'moeras met natuurbeheer'. Deze laatste worden niet meegenomen in de berekeningen van de overschrijding van kritische lasten.

Om te achterhalen welke bossen loof- dan wel naaldbos zijn, werd een overlay gemaakt van de landgebruiksklassen 'bos met natuurbeheer' en 'bos met bosbeheer' met de BWK (versie 2, 2008). Voor bestaande 'bossen in bosbeheer' werd de indeling 'loof' of 'naald' bepaald overeenkomstig de BWK-typologie.

Voor de landgebruiksklasse 'bos met natuurbeheer' werden volgende aannames gemaakt:

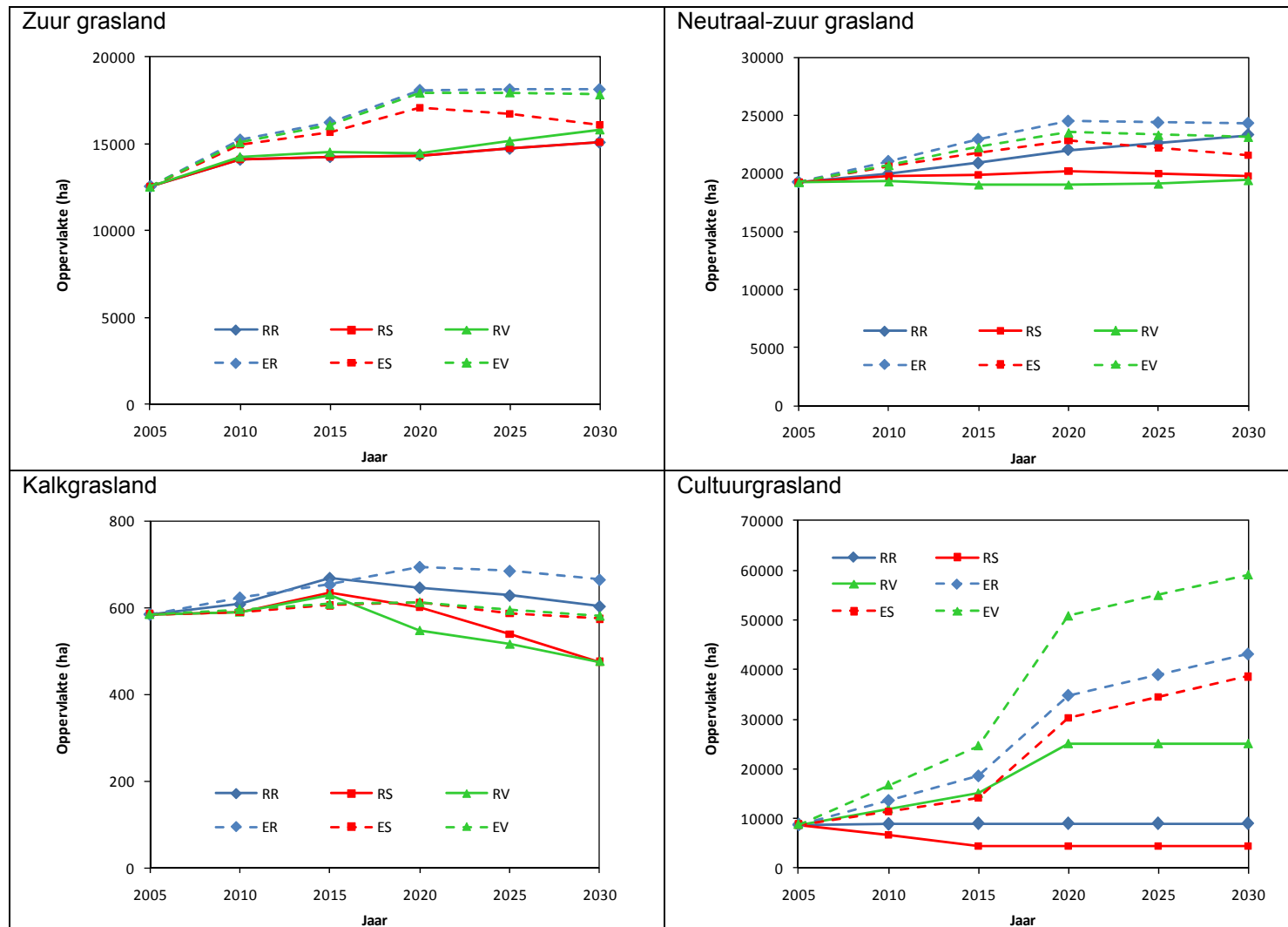
1. Van bossen in natuurbeheer die op BWK (karteerperiode 1997–2005) als naaldbos aangeduid staan, wordt verondersteld dat ze tegen 2010 omgevormd werden tot loofbos.
2. Bij in beheer nemen als 'bos met natuurbeheer' worden naaldbestanden gemiddeld binnen 2,5 jaar omgevormd tot loofbestanden (d.w.z. alle naaldbestanden met bosbeheer uit 2010 die in 2015 als natuurgebied beheerd worden, worden in 2015 als 'loofbos' geklasseerd).

2.3 Evolutie oppervlakte en spreiding biotopen

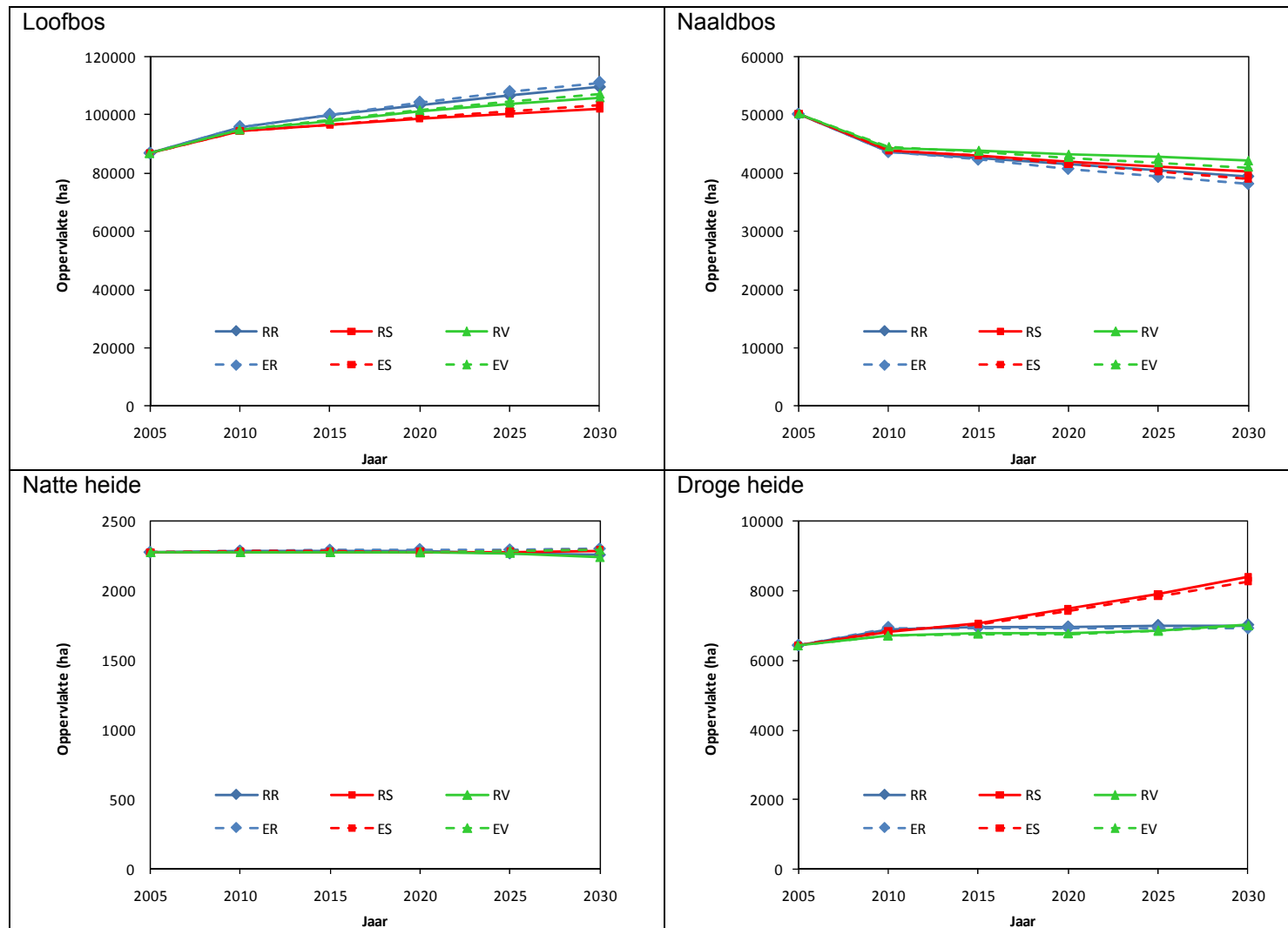
Figuur 2 en 3 tonen voor elk van de zes scenario's de evolutie van de oppervlakte (in hectare) per natuurcategorie in Vlaanderen tussen 2005 en 2030. De betekenis van de afkorting van de scenario's wordt vermeldt in 2.1.2. De scenario's verschillen het meest voor de oppervlakte cultuurgrasland en het minst voor de oppervlakte natte heide. Tussen 2005 en 2030 evolueert de verwachte oppervlakte als volgt:

- zuur grasland: een stijging van 20-28% (RR, RS, RV, ES) of 42-45% (ER, EV)
- neutraal-zuur grasland: gelijkaardig (<3% verschil) (RS, RV) of een stijging van 12% (ES) tot 20-26% (RR, ER, EV)
- kalkgrasland: gelijkaardig (RR, ES, EV), een afname van 19% (RS, RV) of een stijging van 14% (ER)
- cultuurgrasland: gelijkaardig (RR), een halvering (-49%, RS), of een stijging met factor 1,8 (RV), 4,4-4,9 (ER, ES) of 6,7 (EV)
- droge heide: een stijging van 8-9% (RR, RV, ER, EV) of 29-31% (RS, ES)
- natte heide: gelijkaardig voor alle scenario's
- loofbos: een stijging van 18-18% voor alle scenario's
- naaldbos: een afname van 16-23% voor alle scenario's

Figuur 2: Evolutie van de oppervlakte (ha) grasland voor zes landgebruikscenario's (zie 2.1.2 voor afkortingen)



Figuur 3: Evolutie van de oppervlakte (ha) bos en heide voor zes landgebruikscenario's (zie 2.1.2 voor afkortingen)



2.4 Kritische lasten voor verzuring en vermisting

Kritische lasten hebben als doel om een chemisch criterium (kritische grens) te verbinden met de maximale depositie waaronder geen significant schadelijke effecten plaatsvinden op bepaalde gevoelige elementen van het ecosysteem (UBA, 2004). In de meeste gevallen is het 'gevoelig ecosysteem-element' van biologische aard, zoals de vitaliteit van bomen of de soortensamenstelling van heide, en het gebruikte criterium zou bijgevolg ook een biologisch criterium moeten zijn. Bruikbare modellen die de verstoringketen beschrijven van depositie tot biologische impact zijn echter niet beschikbaar voor veralgemeende, regionale toepassingen. Dit heeft als gevolg dat kritische lasten bepaald worden op basis van chemische criteria. De link naar biologische effecten bestaat dan uit de (empirische) relatie tussen de gebruikte chemische limiet en de biologische impact. De definitie van kritische last houdt in dat de kritische last afhangt van de keuze van het gevoelige element van het ecosysteem, het chemische criterium en de kritische waarde van dit criterium.

Het uitgangspunt van kritische lasten is de eenvoudige massabalans (*Simple Mass Balance*, SMB). Het SMB-model omvat een aantal veronderstellingen om de simulatie van biogeochemische processen te vereenvoudigen:

- de bodem wordt voorgesteld door één enkele laag, namelijk een homogeen compartiment met een diepte gelijk aan de wortelzone
- de vrijstelling door verwerking en de opname van nutriënten zijn gelijk verdeeld over het bodemprofiel
- alle evapotranspiratie gebeurt bovenaan in het bodemprofiel
- de percolatie is constant en gebeurt alleen vertikaal
- alle fysico-chemische constanten zijn uniform in het bodemprofiel
- interne fluxen (verwerkingssnelheid, N-immobilisatie, ...) zijn onafhankelijk van de chemische toestand van de bodem (zoals de pH)
- alle waarden worden door jaargemiddelden voorgesteld.

2.4.1 Bodemverzuring

Een bodem verzuurt wanneer het zuurbufferende vermogen van de bodem vermindert en het aandeel van kalium, calcium, en magnesium op het klei-humus-uitwisselingscomplex vermindert ten nadele van aluminium en protonen (Ulrich, 1983). Bodemverzuring is zowel het gevolg van antropogene als natuurlijke processen (Bredemeier et al., 1990). Onder de in onze streken heersende klimatologische omstandigheden zijn bodemverzuring en uitspoeling van voedingsstoffen natuurlijk optredende processen. Menselijke activiteiten zoals houtwinning of strooiselroof kunnen bodemverzuring echter versnellen. De laatste decennia is ook ongerustheid gerezen over de nadelige gevolgen van atmosferische deposities van S- en N-verbindingen op de structuur en het functioneren van natuurlijke ecosystemen (Ulrich, 1983; Schulze, 1989; Alewell et al., 2000).

Kritische lasten hebben als doel om een bepaald bodemchemisch criterium als startpunt te gebruiken voor het afleiden van de maximale depositie waaronder geen significant schadelijke effecten plaatsvinden op bepaalde gevoelige elementen van het ecosysteem (UBA, 2004). Bij kritische lasten voor de potentieel¹ verzurende depositie van N en S is het 'gevoelig ecosysteem-element' de boomvitaliteit.

Het startpunt voor de berekening van zowel kritische lasten als streeflasten voor verzuring is de ladingsbalans van de belangrijkste ionen in het bodemuitspoelingswater onder de wortelzone

- kationen: protonen (H^+), aluminium (Al^{3+}), ammonium (NH_4^+), en de zogeheten basische kationen² natrium (Na^+), kalium (K^+), calcium (Ca^{2+}) en magnesium (Mg^{2+})

¹ De term 'potentieel' slaat op het feit dat gereduceerde N-componenten (NH_3 en NH_4^+) pas verzurend werken na nitrificatie in de bodem.

² De term zogenaamde basische kationen wordt in de literatuur algemeen gebruikt voor de meest voorkomende kationen van sterke basen in de bodem. In oplossing verbinden deze kationen zich met H_2O -moleculen en vormen zo

- anionen: sulfaat (SO_4^{2-}), nitraat (NO_3^-), bicarbonaat (CO_3^{2-}) en som van organische anionen

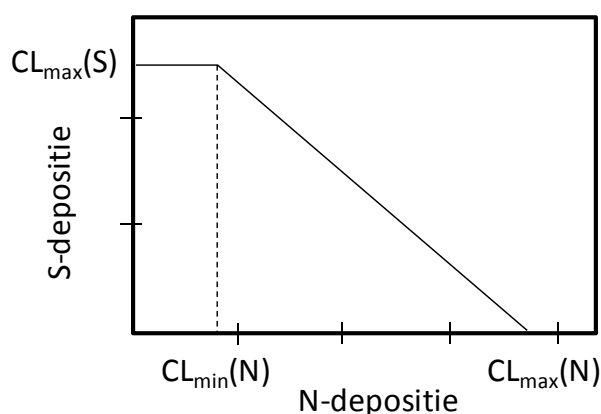
Door de combinatie van deze ladingsbalans en (vereenvoudigde) massabalansen per element, bekomt men een vereenvoudigde zuurbalans. Na het vastleggen van een bepaalde aanvaardbare (of kritische) uitspoeling van de zuurneutraliserende capaciteit (*acid neutralizing capacity*, $\text{ANC}_{\text{le,crit}}$), bekomt men een aanvaardbare som van de S- en N-depositie:

$$\text{CL}(\text{N} + \text{S}) = \text{BC}_{\text{dep}} - \text{Cl}_{\text{dep}} + \text{BC}_w - \text{Bc}_u + \text{N}_i + \text{N}_u + \text{N}_{\text{de}} - \text{ANC}_{\text{le,crit}}$$

Deze kritische last voor verzurende depositie ($\text{CL}(\text{N}+\text{S})$) hangt dus af van de depositie van basische kationen (BC_{dep}) en chloride (Cl_{dep}), de vertering (BC_w) en groeiopname (Bc_u) van basische kationen, de immobilisatie (N_i), de groeiopname (N_u) en denitrificatie (N_{de}) van N, en de vooropgestelde aanvaardbare uitspoeling van ANC ($\text{ANC}_{\text{le,crit}}$).

Bovenstaande kritische lastvergelijking bepaalt de maximale som van de S- en N-depositie voor een vastgelegde kritische uitspoeling van ANC, maar levert geen unieke waarden op per element. Daarom wordt gewerkt met de zogenaamde kritische last-functie voor verzuring, die de mogelijke combinaties van N- en S-depositie toont die samen de $\text{CL}(\text{N}+\text{S})$ vormen (Figuur 4). Deze kritische lastfunctie wordt gedefinieerd door de maximale kritische last voor zwavel ($\text{CL}_{\text{max}}(\text{S})$) en de minimale en maximale kritische last voor stikstof ($\text{CL}_{\text{min}}(\text{N})$) en $\text{CL}_{\text{max}}(\text{N})$).

Figuur 4: Voorbeeld van een kritische lastfunctie als een combinatie van $\text{CL}_{\text{max}}(\text{S})$, $\text{CL}_{\text{min}}(\text{N})$ en $\text{CL}_{\text{max}}(\text{N})$



Om kritische lasten en dynamische modellering voor verzuring te berekenen, dient men de aanvaardbare uitspoeling van ANC te bepalen. Dit gebeurt door een bodemchemisch criterium voor verzuring vast te leggen en een kritische waarde voor dit criterium te kiezen. De manier waarop de kritische uitspoeling van ANC bepaald wordt, heeft meestal een grote invloed op de uiteindelijke resultaten. In het geval van kritische lasten voor verzuring van bos is het te beschermen ecosysteem-element de boomvitaliteit. Het meest gebruikte criterium, de Al:Bc-verhouding, is gebaseerd op het feit dat wanneer de Al:Bc-verhouding consistent hoog is er in principe Al-toxiciteit voor de wortels zal optreden, met een afname in boomgroei en -vitaliteit als gevolg.

2.4.2 Vermesting

Ten gevolge van de bevolkingstoename, industrialisatie en toegenomen landbouwactiviteiten is o.a. Vlaanderen de laatste decennia geëvolueerd van een N-gelimiteerde naar een N-

hydraatzuren. De hydraatzuren van Na^+ , K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} hebben een zeer zwakke zuursterkte (dissociatieconstante $\text{pK}_a \geq 11.6$). De samengaannde basen (hydroxiden) zijn dus zeer sterk, wat betekent dat ze een sterke neiging hebben om protonen op te nemen (De Coninck en Van Ranst, 1997).

verzadigde zone. N-emissies onder de vorm van NO_x en NH_y komen via droge en natte depositie op de bodem terecht en veroorzaken een nutriëntenrijker milieu. Deze vermisting, hier specifiek bedoeld als de aanrijking van het milieu met N, blijft niet zonder gevolgen voor de biodiversiteit en de kwaliteit van onze leefomgeving in het algemeen.

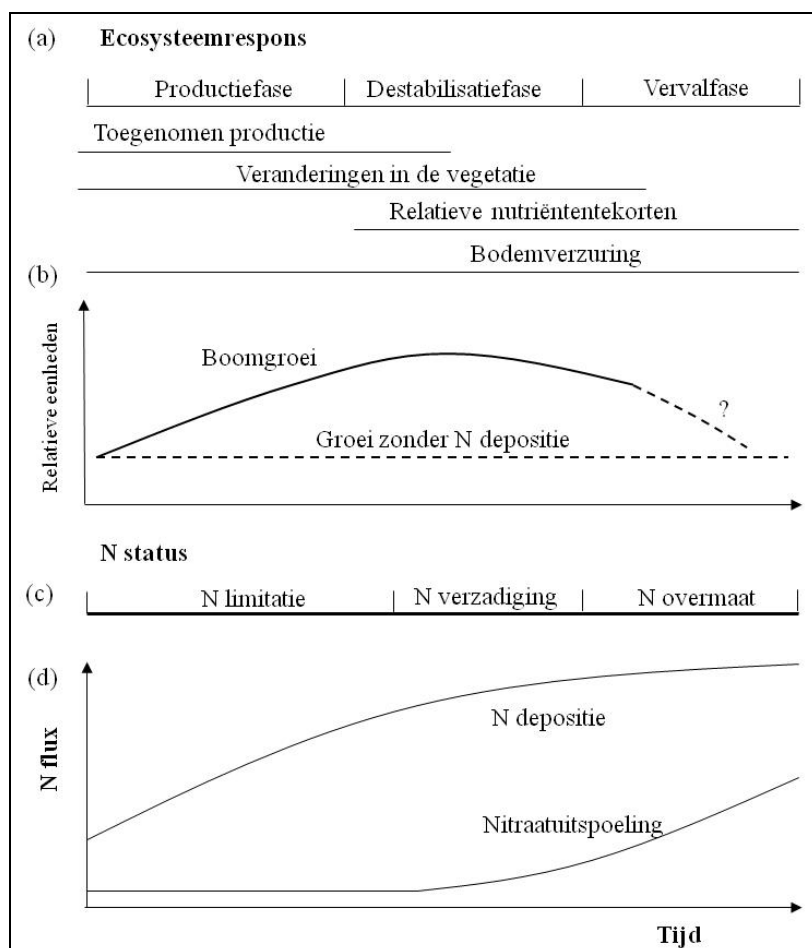
Verschillende studies tonen aan dat bij een verhoogde nutriënteninput de lokale biodiversiteit afneemt (Zavaleta et al. 2003, Stevens et al. 2004, Clark & Tilman 2008). De productiviteit van een ecosysteem was in onze gematigde streken voornamelijk gelimiteerd door N. Een toename van de hoeveelheid N leidt dus initieel tot een toename van de productiviteit. Hoge N-depositie creëert een voedselrijkere bodem, waardoor competitieve, meer algemeen voorkomende soorten de zeldzame soorten verdringen en bijgevolg het soortenaantal, en dus de biodiversiteit, vermindert.

Stikstofdepositie veroorzaakt naast vermisting eveneens verzuring van het milieu (zie hoger) en leidt tot een overaanbod aan N waardoor de capaciteit van plant en bodem tot retentie van N op termijn overschreden wordt. Dit veroorzaakt dan ook uitspoeling van nitraat, waardoor eutrofiëring van grond- en oppervlaktewater optreedt en op termijn eveneens aquatische biotopen en onze drinkwaterreservoirs bedreigd worden.

Een hoog niveau van N-depositie veroorzaakt dus een fundamentele verandering in de N-cyclus in ecosystemen: origineel N-gelimiterde ecosystemen met een virtueel gesloten N-cyclus evolueren naar een open cyclus met beduidende verliezen van N. Om van een N-verzadigd systeem te kunnen spreken dient de uitspoeling van nitraat hoger te zijn dan de achtergrondwaarde van $5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ en gedurende het ganse jaar op te treden.

Ter illustratie wordt in Figuur 5 voor bos de veronderstelde respons op toegenomen atmosferische N deposities voorgesteld (naar Gundersen et al., 2006). De figuur illustreert de ecosysteemrespons, de relatieve veranderingen in boomgroei, de N-status en de relatie tussen input en output van N. In een eerste fase zal de productiviteit van het bos toenemen ten gevolge van het opheffen van de genoemde N-limitatie. Planten en microbiota zullen zeer efficiënt de toegenomen N beschikbaarheid benutten en de N vastleggen in de biomassa. In respons tot deze toegenomen N beschikbaarheid stijgt de scheut/wortel verhouding van de bomen, de bladoppervlakteindex (*leaf area index*, LAI) en de N-concentraties in de bladeren of naalden. Ten gevolge hiervan zullen de fotosynthese en bijgevolg de boomgroei toenemen. De N die in circulatie komt via de strooiselval zal eveneens toenemen, wat gevolgen heeft voor de hoeveelheid N die op de bodem terecht komt en beschikbaar wordt voor mineralisatie en dus voor planten en microbiota. De interne circulatie van N versnelt dus door verschillende oorzaken: toename in de N-flux via bladval, netto mineralisatie en opname van N door planten en microbiota. De toegenomen N-beschikbaarheid heeft gevolgen voor de kruidachtige vegetatie die zal verschuiven naar meer nitrofiële soorten. Andere essentiële nutriënten (P, K, Ca en Mg) of water kunnen limiterend worden voor de boomgroei. Het ecosysteem benadert het stadium van N-verzadiging op het moment dat de hoeveelheid N chronisch en in overmaat beschikbaar wordt en gevolgen heeft voor het ecosysteem: verstoringen in de plantenvoeding, bodemverzuring door transformatieprocessen in de bodem en uitspoeling van nitraat naar het grondwater samen met de basische kationen K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} en, in een verder gevorderd stadium van bodemverzuring, ook aluminium. De input van atmosferische N-depositie veroorzaakt dus zowel verzuring als vermisting (N-verzadiging) van de bodem.

Figuur 5: Hypothetische ecosysteemresponsen (a), relatieve veranderingen in groei (b), verschuivingen in N-status (c) en veranderingen in relaties tussen input en output in beheerde gematigde bosccosystemen als resultaat van een toegenomen N-depositie [aangepast van Gundersen et al. (2006)]



In deze studie gebruiken we de kritische last voor de depositie van nutriëntstikstof met het oog op het behoud van de plantendiversiteit (vermijden van vegetatiewijzigingen). De kritische last voor vermessing wordt afgeleid uitgaande van de volgende massabalans van N:

$$N_{dep} + N_{fix} = N_{ad} + N_i + N_u + N_{de} + N_{eros} + N_{fire} + N_{vol} + N_{le}$$

Biologische N-fixatie (N_{fix}) is verwaarloosbaar in de meeste (bos)ecosystemen, behalve voor N-fixerende soorten zoals elzen (*Alnus* spp.). Stikstofverliezen door vuur (N_{fire}), erosie (N_{eros}) en vervluchtiging (N_{vol}) zijn klein voor bossen in onze streken en kunnen verwaarloosd worden bij het bepalen van kritische lasten voor Vlaanderen. De adsorptie van ammonium (NH_4^+) door kleimineralen kan leiden tot een tijdelijke accumulatie van N in de bodem (N_{ad}). Adsorptie en desorptie vinden enkel plaats bij veranderingen in deposities, en zijn dus niet relevant voor het bepalen van lange-termijn kritische lasten.

Onder deze vereenvoudigingen kan vorige vergelijking herschreven worden als:

$$N_{dep} = N_i + N_u + N_{de} + N_{le}$$

De uitspoeling van NH_4^+ kan verwaarloosd worden omwille van de preferentiële opname en complete nitrificatie in de wortelzone, zodat N-uitspoeling enkel onder de vorm van nitraat

(NO₃⁻) gebeurt. De netto-input van N wordt dan gegeven door:

$$N_{in} = NO_{3,in} = NO_{3,le} = N_{dep} - N_i - N_u - N_{de}$$

De kritische last voor nutriëntstikstof (CL_{nut}(N)) voor eutrofiëring wordt verkregen als in deze vereenvoudigde massabalans van N een aanvaardbare N-uitspoeling (N_{le,acc}) wordt vastgelegd, rekening houdend met een depositie-afhankelijke denitrificatie:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + N_{le,acc}/(1-f_{de}).$$

Hierbij is f_{de} de zogenoemde 'denitrificatiefraction' (0 ≤ f_{de} < 1). De kritische last voor nutriëntstikstof met het oog op biodiversiteit werd berekend met als concentratiecriterium 1 mg N L⁻¹, d.i. 71 meq m⁻³.

2.4.3 Invoergegevens kritische lasten

In de huidige studie gaan we uit van de meest recente, bestaande kritische lasten voor Vlaanderen. Deze kritische lasten werden berekend op basis van de volgende gegevens:

- bodemparameters: diepte van de wortelzone, minerale verwerking van basische kationen, denitrificatiefactor, aanvaardbare N-immobilisatie
- atmosferische deposities van Na⁺, Cl⁻ en de som van K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺
- netto-plantopname van N en basische kationen
- drainageflux van water onder de wortelzone
- concentratie van organische zuren in de bodemoplossing en partiële CO₂-druk
- parameters voor het verband tussen de concentratie van Al³⁺ en H⁺ in de bodemoplossing

Al deze invoergegevens zijn op hun beurt afhankelijk van de achterliggende processen, en werden in eerdere studies zoveel mogelijk afgeleid uit beschikbare metingen voor Vlaanderen of een combinatie van metingen, modellen en/of schattingen (bv. op basis van de bodemtextuur). Voor een uitgebreide bespreking van de invoergegevens verwijzen we naar:

- Meykens & Vereecken (2001) voor heidegebieden en soortenrijk grasland
- Staelens et al. (2006) voor bosgebieden

Voor bossen bepalen we wel aangepaste invoergegevens voor de bosranden, wat leidt tot bosrandspecifieke kritische lasten, deposities en overschrijdingen. De berekening van de bosrandspecifieke kritische lasten wordt beschreven in het onderdeel 'Bosranden'.

2.4.4 Overschrijding van kritische lasten

De overschrijdingen van de kritische lasten voor verzuring en vermesting worden berekend als:

$$Ex(S+N)_{Nde} = SO_x + N_{dep} - CL_{min}(N) - CL_{max}(S) - N_{de} \quad (1)$$

$$Ex_{nut}(N)_{bio} = N_{dep} - CL_{nut}(N)_{bio} \quad (2)$$

met: $N_{dep} = NO_y + NH_x$ (eq ha⁻¹ jaar⁻¹)
 $N_{de} = f_{de} * (N_{dep} - N_i - N_u)$ als $N_i + N_u < N_{dep}$
 $= 0$ als $N_i + N_u > N_{dep}$

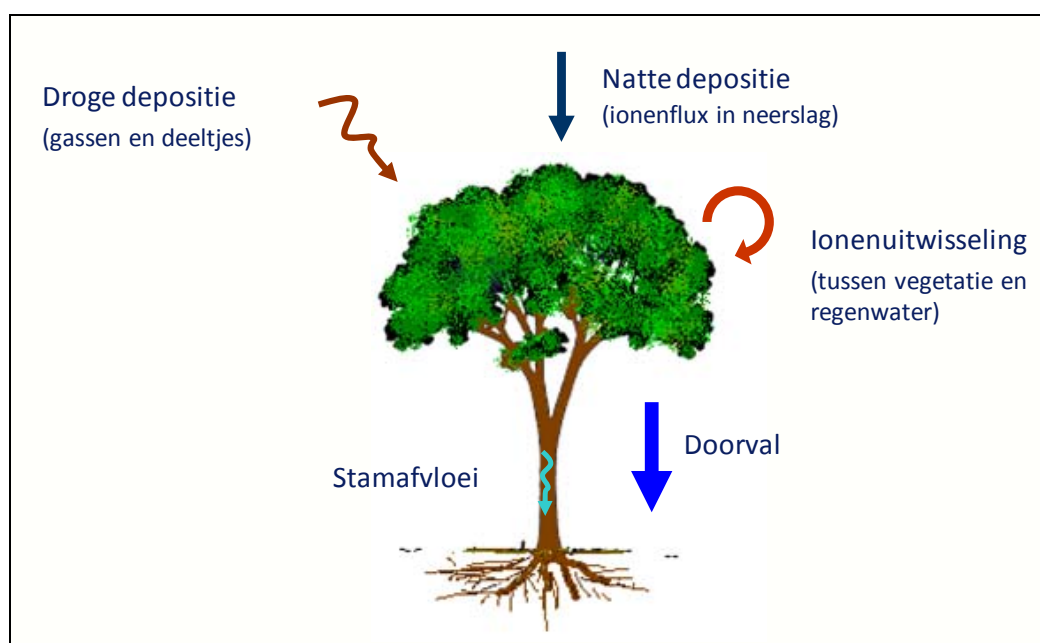
We spreken van een overschrijding van de kritische last voor verzuring indien $Ex(S+N)_{Nde} > 0$ en van een overschrijding van de kritische last voor verzuring indien $Ex_{nut}(N)_{bio} > 0$. Indien de depositie kleiner is dan de kritische last, stellen we de overschrijding gelijk aan nul.

2.5 Kritische lasten in bossen en bosrandeffecten

Voor we de aanpassing van depositie en kritische lasten als gevolg van bosrandeffecten bespreken, lichten we eerst enkele basisbegrippen toe (Figuur 6). Natte depositie is het proces waarbij pollutanten of nutriënten worden afgezet met neerslag (regen, sneeuw of

hagel); dit proces is onafhankelijk van het type landbedekking. Droge depositie is het proces waarbij polluenten en nutriënten rechtstreeks worden afgezet op een oppervlak, als aerosol of als gas. Occulte depositie is de afzetting van polluenten of nutriënten via mist; het is vooral van belang in gebergtegebieden en is verwaarloosbaar in Vlaanderen. Bij neerslag sijpelen de druppels doorheen de vegetatie terwijl de droge depositie die op de vegetatie is afgezet kunnen worden opgelost. Het water dat de bodem bereikt na het doorsijpelen doorheen de vegetatie wordt doorvaldepositie genaamd. Het is niet alleen de som van de droge en de natte depositie, maar het is eveneens het resultaat van kroonuitwisselingsprocessen. Ter hoogte van de bladeren, de takken en eventueel de stammen van de vegetatie treden uitwisselingsprocessen op, o.a. tussen de planten en het waterlaagje op de planten. In het algemeen wordt vastgesteld dat hierbij de zogeheten basische kationen uit de vegetatie logen (kroonuitloging of *canopy leaching*) en dat N wordt opgenomen (kroonopname of *canopy uptake*). De mate van kroonuitwisseling is o.a. afhankelijk van de chemische samenstelling van het waterlaagje op de planten, de contactduur tussen waterdruppel en de plant, de nutriëntenstatus van de bodem, de plantensoort en de fenologische status van de plant. Kroonuitwisseling is een complex proces en is bijgevolg moeilijk correct te modelleren. We spreken over netto-doorval als het verschil tussen doorval en natte depositie. In bossen stroomt met stamafvloeï een gedeelte van het regenwater langsheen de takken en stam naar de bodem. Het aandeel van stamafvloeï in de totale aanvoer van polluenten en nutriënten via doorvalwater en stamafvloeï naar de bosbodem is o.a. afhankelijk van de boomsoort en is in de meeste gevallen < 15 %.

Figuur 6: Schematische voorstelling van de depositie- en uitwisselingsprocessen die de aanvoer van nutriënten of polluenten naar de bodem via doorvalwater en stamafvloeï beïnvloeden

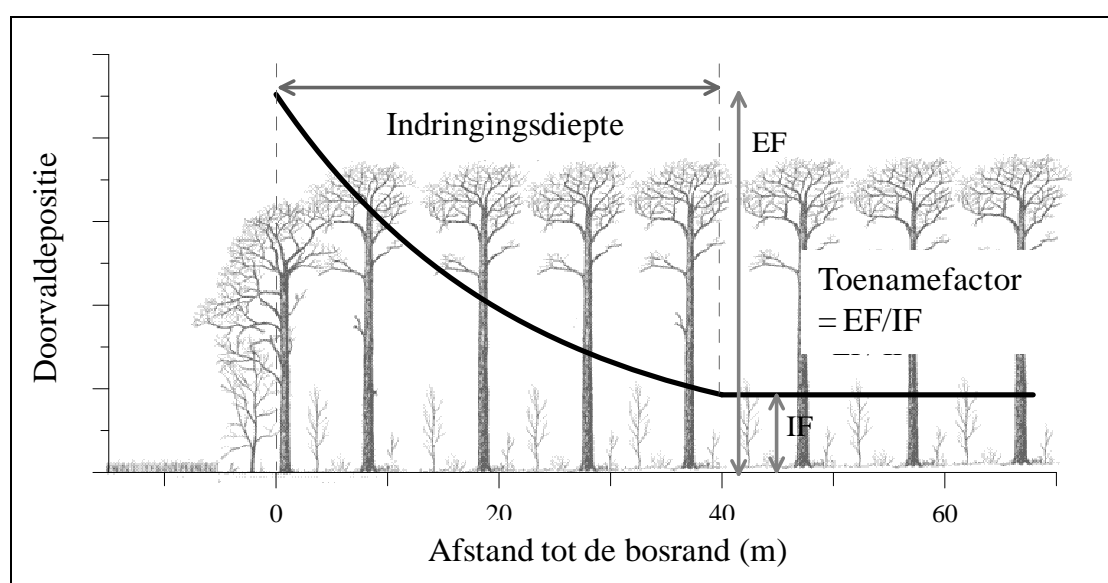


Overgangen tussen bos en open terrein zoals heide, gras- en akkerland geven aanleiding tot specifieke randeffecten aan beide zijden van de ecosysteemgrens. We spreken hierbij over primaire en secundaire randeffecten. Primaire randeffecten betreffen de gevolgen van de nabijheid van een ecosysteemgrens op microklimaat, nutriëntenfluxen en zaadfluxen; secundaire effecten (of ecosysteemresponsen) omvatten de gevolgen voor structuur, biodiversiteit en nutriëntencycli.

Als gevolg van randeffecten worden bosranden omschreven als 'hotspots van atmosferische depositie': doorval experimenten (Hasselrot & Grennfelt, 1987; Draaijers et al., 1994; Weathers et al., 2001; Spangenberg en Kölling, 2004; zie De Schrijver et al. (2007) voor een review), luchtconcentratie metingen (Wiman & Lannefors, 1985), modellen (Wiman & Ågren,

1985; Pahl, 2000; Dupont & Brunet et al., 2008) en windtunnelstudies (Ould-Dada et al., 2002) hebben overvloedig aangetoond dat randeffecten aanleiding geven tot verhoogde atmosferische depositie in bosranden. De depositie van N en potentieel verzurende stoffen is tot vier maal toe verhoogd aan de eigenlijke bosrand in vergelijking met de boskern en neemt exponentieel af met toenemende afstand tot de bosrand tot een min of meer constante depositie wordt bereikt in de boskern. De indringingsdiepte van dit zogenaamde randeffect op N en potentieel verzurende depositie varieert tussen 8 en 108 m (De Schrijver et al., 2007). De grootte van randeffecten kan worden beschreven aan de hand van de indringingsdiepte (Figuur 7) en de mate van depositietoename aan de eigenlijke bosrand (toenamefactor, Figuur 7). De indringingsdiepte is de afstand tot de bosrand tot waar de depositie verhoogd is relatief tot de boskern. De mate van depositietoename aan de bosrand wordt berekend als de verhouding van de depositie aan de eigenlijke rand t.o.v. de depositie in de boskern (EF en IF in Figuur 4, respectievelijk).

Figuur 7: Theoretische voorstelling van de exponentiële afname van doorvaldepositie van aan de eigenlijke bosrand (0 m) tot in de boskern

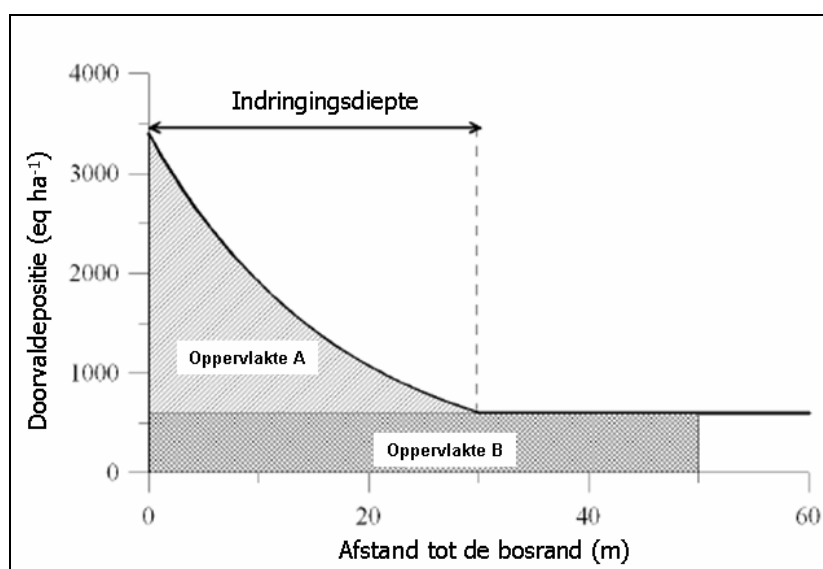


Beide parameters kunnen worden samengevoegd in één integrerende factor: de geïntegreerde bosrandtoename (of: *Integrated Forest Edge Enhancement* factor, IFEE). Deze factor is de verhouding van de depositie die een bosrandzone van 50 m diep werkelijk ontvangt ten opzichte van de depositie die diezelfde randzone zou ontvangen indien geen randeffect aanwezig zou zijn (dus in geval de depositie er niet zou afwijken van die in de boskern). Figuur 8 toont dat de IFEE-factor eenvoudig kan worden berekend als de verhouding van de som van oppervlakte A + oppervlakte B tot de oppervlakte B. De oppervlakte A kan worden berekend op basis van een bepaalde integraal van de exponentiële vergelijking die het verloop van de (doorval-)depositie beschrijft tot het einde van de bosrandzone (in Figuur 8, op 30 m van de eigenlijke bosrand).

De indringingsdiepte van het randeffect en de mate van depositietoename aan de rand (en bijgevolg ook de IFEE-factor) zijn afhankelijk van de meteorologische omstandigheden, zoals de windsnelheid en -richting (Draaijers et al., 1988), de oriëntatie van de bosrand (De Schrijver et al., 1998) en het beschouwde ion (Beier & Gundersen, 1989; Draaijers et al., 1994; Spangenberg & Kölling, 2004; Wuyts et al., 2008a). Hogere windsnelheden en windstromingen loodrecht op de bosrand georiënteerd geven aanleiding tot grotere randeffecten. Bijgevolg zijn bosranden georiënteerd naar de overheersende windrichting met de hoogste windsnelheden - in Vlaanderen is dit het zuidwesten - onderworpen aan de grootste randeffecten. Ionen die voornamelijk als grotere aerosolen worden afgezet, zoals Na^+ , Cl^- , K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} , vertonen grotere randeffecten dan ionen die als kleine aerosolen of gassen worden afgezet, zoals SO_2 , NO_2 , NH_3 , SO_4^{2-} , NO_3^- en NH_4^+ . Ook interne factoren

gerelateerd aan de bestand- en randstructuur, zoals de boomsoort, de bladoppervlakteindex (LAI, als maat voor de kroondensiteit) en de fysische vorm van de bosrand, bepalen de grootte van randeffecten op atmosferische depositie (Spangenberg en Kölling, 2004; Dupont & Brunet, 2008; Wuyts et al., 2008a,b, 2009). Zo zijn randeffecten op depositie in naaldbossen in het algemeen groter dan in loofbossen, als gevolg van zowel een grotere indringingsdiepte als een grotere depositietoename aan de bosrand (Wuyts et al., 2008b).

Figuur 8: Theoretische voorstelling van het verloop van de doorvaldepositie in functie van de afstand tot de bosrand. De IFEE-factoren worden berekend als de ratio van oppervlakte A + oppervlakte B tot oppervlakte B.



Naast een hogere depositie van N en potentieel verzurende ionen en van zogenaamde basische kationen (K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+}) zijn bosranden gekenmerkt door een gewijzigd microklimaat in vergelijking met boskernen (Matlack, 1993; Chen et al., 1995; Honnay et al., 2002). Over het algemeen vinden we een hogere lucht- en bodemtemperatuur, een hogere instraling, een lagere relatieve luchtvochtigheid en een lager bodemvochtgehalte in bosranden in vergelijking met boskernen. Via bodemprocessen en de fysiologische respons van bomen (zoals een snellere groei en dus grotere biomassa-productie aan de bosrand; McDonald en Urban, 2004) kan deze microklimaatgradiënt aanleiding geven tot een wijziging in de nutriëntencycli en in de relatie tussen N- en S-depositie aan de ene hand en ecosysteemresponsen als nitraatuitspoeling, bodemverzuring en biodiversiteit anderzijds (Thimonier et al., 1992; Willi et al., 2005; Wuyts, 2009).

Deze gegevens wijzen op de noodzaak van een herberekening van de overschrijding van kritische lasten voor verzuring en vermisting in bosranden. Dit vraagt enerzijds voor het in rekening brengen van een hoger niveau van depositie van N en potentieel verzurende stoffen in bosranden en anderzijds voor een aanpassing van de kritische lasten voor bosranden. In wat hierna volgt wordt eerst de aanpassing van de depositie van N en potentieel verzurende pollutanten en vervolgens de herberekening van kritische lasten voor verzuring en vermisting voor bosranden toegelicht. De berekeningen werden uitgevoerd voor zuid tot west gerichte bosranden aangezien de grootste randeffecten voorkomen in deze randen en hiervoor de meeste data beschikbaar zijn. De kritische lasten en depositiefluxen werden herrekend voor randzones van 50 m diep; dit wil zeggen dat de inputdata zijn bepaald als gemiddelde waarden voor een randzone van 50 m. Hoewel de indringingsdiepte van de randeffecten op atmosferische depositie sterk afhankelijk is van externe en interne factoren, werd geopteerd om te rekenen met een vaste bosrandzone, i.e. met een vaste indringingsdiepte. Dit laat toe om op eenvoudige wijze de invloed van randeffecten in bossen om te rekenen naar een eenduidige factor zonder verschillen in de indringingsdiepte van een randeffect in rekening te moeten brengen. In deze studie werd gekozen voor een vaste bosrandzone van 50 m omdat

(i) dit eenvoudige berekening met 150 m x 150 m bosgridcellen toelaat, (ii) uit een internationale meta-analyse van De Schrijver et al. (2007) bleek dat de mediaanwaarde voor de indringingsdiepte van randeffecten op doorvaldepositie 50 m bedraagt en (iii) uit studies uitgevoerd in Vlaanderen bleek dat randeffecten tot 50 m doordringen of minder (het is eenvoudiger randeffecten te schalen naar een grotere indringingsdiepte dan terug te rekenen naar kleinere, bv. 30 m). Hiernavolgend refereert 'bosrand' naar een bosrandzone van 50 m diep, tenzij anders vermeld, en wordt verwezen naar IFEE-factoren berekend op basis van een 50 m diepe bosrandzone.

Voor de herberekening van de kritische lasten voor verzuring en vermesting en van de depositie van N en potentieel verzurende ionen werd gebruik gemaakt van IFEE factoren of herschalingsratio's, d.i. de verhouding van de inputwaarde in de bosrand ten opzichte van de inputwaarde in de boskern. Deze werden berekend op basis van data verzameld in bosranden en -kernen van veertien naald- en loofbestanden verspreid over Vlaanderen met behulp van de doorvalmethode (Tabel 3). Data zijn beschikbaar van Devlaeminck et al. (2005), Wuyts et al. (2008a,b) en Wuyts et al. (2009).

Tabel 3: Lijst van bosbestanden in Vlaanderen waarvan de doorvaldepositie en/of bodemeigenschappen opgemeten in de bosrand en de -kern werden gebruikt voor de herberekening van kritische lasten voor verzuring en vermesting en de inputdepositie

Bestandscode	Boomsort	Locatie	Meetperiode
Bp1	Ruwe berk ^a	Domeinbos Ravels	2003-2004
Bp2	Ruwe berk ^b	Snellegem	2005-2006
Bp3	Ruwe berk ^b	Schrieken - Weelde	2005-2006
Qr1	Zomereik ^b	Oud-Moregembos - Wortegem	2005-2006
Qr2	Zomereik ^b	Overheide - Weelde	2005-2006
Qr/Bp	Zomereik/ruwe berk ^c	Dombergheide - Turnhout	2006-2007
Fs1	Beuk ^c	Neigembos - Neigem	2006-2007
Fs2	Beuk ^d	Bertembos - Bertem	2002-2003
Pn1	Corsicaanse den ^a	Domeinbos Ravels	2003-2004
Pn2	Corsicaanse den ^b	Vloethemveld - Zedelgem	2005-2006
Pn3	Corsicaanse den ^b	Tulderheide - Poppel	2005-2006
Ps1	Grove den ^b	Beisbroek - St.-Andries	2005-2006
Ps2	Grove den ^b	Overheide - Weelde	2005-2006
Ps3	Grove den ^c	Netersel - Zuid-Brabant, NL	2006-2007

^a Wuyts et al. (2008a); ^b Wuyts et al. (2008b); ^c Wuyts et al. (2009); ^d Devlaeminck et al. (2005)

2.5.1 Aanpassing OPS-depositiedata voor bosranden

2.5.1.1 Stikstofdepositie

De mate waarin de droge depositie van NH_x en NO_y toeneemt in de bosrand is in de internationale literatuur onbekend, met uitzondering van modelleerstudies, waarbij echter onrealistische depositietoenames worden gesimuleerd, en de studie van Devlaeminck et al. (2005). In de studie van Devlaeminck et al. (2005) wordt verondersteld dat de kroonuitwisseling van NO_3^- verwaarloosbaar is, en de kroonopname van NH_4^+ wordt berekend uitgaande van het kroonbudgetmodel (Draaijers en Erisman 1995, de Vries et al. 1998). In deze studie gaan we eveneens uit van de veronderstelling dat de kroonopname van NO_3^- verwaarloosbaar is, zodat we de IFEE factoren voor NO_3^- -doorvaldepositie kunnen toepassen op de totale depositie. Gezien de onzekerheid en de aannames in de berekening van NH_4^+ -kroonopname op basis van het kroonbudgetmodel, zijn enkel IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van NH_4^+ beschikbaar. Uit het voorkomen van negatieve randeffecten op NH_4^+ -doorvaldepositie in homogene bosbestanden kan worden geconcludeerd dat een hogere NH_4^+ -opname door de kronen optreedt aan de rand in vergelijking met de boskern. We kunnen dus verwachten dat de werkelijke toename in droge depositie van NH_4^+ groter is. De IFEE-factoren voor NH_4^+ -doorvaldepositie zijn echter sterk gelijkend aan die van SO_4^{2-} - en

NO_3^- -doorvaldepositie (ionen met beperkte kroonuitwisseling), wat duidt op een beperkte onderschatting. De gemiddelde toename van totale depositie van NO_3^- en NH_4^+ werd afgeleid van de IFEE-factoren weergegeven in Tabel 3, voor naald- en loofbestanden afzonderlijk.

De gemiddelde toename in doorvaldepositie van NO_3^- in de bosrand (de IFEE-factor) bedraagt gemiddeld 1,09 voor de loofbestanden en 1,27 voor de naaldbestanden. Voor NH_4^+ is de gemiddelde IFEE-factor of toename in doorvaldepositie in de bosrand 1,09 in de loofbestanden en 1,25 in de naaldbestanden.

2.5.1.2 Zwaveldepositie

Net als bij N-depositie zijn geen factoren beschikbaar die de mate van toename in droge depositie van S in de bosrand beschrijven. Sulfaat wordt vaak beschouwd als een inert ion wanneer het met het doorvalwater doorheen boomkruinen sijpelt (Stachurski en Zimka 2002). Zo zou de opname van SO_2 via de kroon gecompenseerd worden door de afgifte van SO_4^{2-} aan het doorvalwater (Lindberg en Lovett 1992). In deze studie werden bijgevolg IFEE-factoren die werden opgesteld op basis van doorvaldepositie in bosranden, toegepast op de totale depositie van SO_y (Tabel 4).

De doorvaldepositie van SO_4^{2-} neemt gemiddeld met een factor 1,11 en 1,28 toe in de beschouwde loof- en naaldbestanden, respectievelijk.

Tabel 4: IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van NO_3^- , NH_4^+ en SO_4^{2-} . De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.

Boomsort	Bestandscode	IFEE NO_3^-	IFEE NH_4^+	IFEE SO_4^{2-}
Ruwe berk	Bp1	1,01	1,02	1,03
	Bp2	1,08	1,11	1,14
	Bp3	1,08	1,08	1,14
Zomereik	Qr1	1,09	1,03	1,02
	Qr2	1,15	1,10	1,10
Zomereik/ruwe berk	Qr/Bp	1,15	1,14	1,24
Beuk	Fs1	1,09	1,22	1,11
	Fs2	1,08	1,02	1,08
Corsicaanse den	Pn1	1,15	1,13	1,13
	Pn2	1,41	1,30	1,33
	Pn3	1,23	1,20	1,30
Grove den	Ps3	1,30	1,38	1,36
Gemiddelde voor loofbomen		1,09	1,09	1,11
Gemiddelde voor naaldbomen		1,27	1,25	1,28

De door OPS gesimuleerde totale deposities van NH_x , NO_y en SO_x werden herschaald naar bosranddeposities met behulp van de gemiddelde IFEE-factoren in Tabel 4, met verschillende IFEE-factoren voor loof- en naaldbossen.

2.5.2 Herberekening kritische lasten voor bosranden

Volgende invoergegevens voor de berekening van kritische lasten voor verzuring en vermisting werden aangepast voor het optreden van bosrandeffecten: een verhoogde depositie van Na^+ , Cl^- , zogenaamde basische kationen, N en S, een verhoogde N-immobilisatie in de bosbodem en een verhoogde opname van N en basische kationen door de biomassa. De inputparameter die de interceptie van neerslag beschrijft (f_{int}) werd niet aangepast: Klaassen et al. (1996) stellen dat aan de bosrand een hogere evaporatie optreedt, maar dat de interceptieopslagcapaciteit er lager is als gevolg van een hogere windsnelheid, met netto geen invloed op de interceptie. Aan bosranden wordt vaak een verhoging van het doorvalvolume vastgesteld, maar deze is beperkt tot de eerste 5 m van de

rand (Wuyts, 2009). De berekende IFEE factoren voor doorvalvolume benaderen bijgevolg de waarde 1,00 (d.i., geen verhoging van het doorvalvolume in de eerste 50 m van de bosrand t.o.v. de boskern).

2.5.2.1 Depositie van Na^+ en Cl^-

Om de mate van toename in totale depositie van Na^+ en Cl^- in een bosrand van 50 m diep te berekenen, werd gebruik gemaakt van IFEE factoren voor doorvaldepositie van Na^+ en Cl^- (Tabel 5). Van Na^+ en Cl^- wordt verondersteld dat ze zich inert gedragen wanneer ze doorheen de boomkronen passeren, m.a.w., dat de kroonuitwisseling verwaarloosbaar is. In dat geval zijn de doorvaldepositie en de totale depositie gelijk en zijn de IFEE factoren gebaseerd op doorvaldepositie toepasbaar voor de berekening van de toename in totale depositie van Na^+ en Cl^- .

Gezien de beperkte dataset voor Na^+ , werden de waarden voor Cl^- eveneens toegepast voor de berekening van de Na^+ -depositie in de bosrand. Dit leidt tot een beperkte onderschatting van het randeffect op Na^+ -depositie (Tabel 3). De gemiddelde ratio rand/kern bedraagt 1,20 voor de onderzochte loofbestanden en 1,59 voor de naaldbestanden.

Tabel 5: IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van Cl^- en Na^+ en de netto-doorvaldepositie van Cl^- . De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.

Boomsoort	Bestandscode	Doorval Cl^-	Doorval Na^+	Netto-doorval Cl^-
Ruwe berk	Bp1	1,25	1,31	1,53
	Bp2	1,14		1,40
	Bp3	1,14		1,46
Zomereik	Qr1	1,17		1,35
	Qr2	1,15		1,35
Zomereik/ruwe berk	Qr/Bp	1,23		2,00
Beuk	Fs1	1,40	1,46	1,85
	Fs2	1,14		1,30
Corsicaanse den	Pn1	2,01	2,13	3,10
	Pn2	1,67		2,26
	Pn3	1,45		1,90
Grove den	Ps3	1,25		1,62
Gemiddelde voor loofbomen		1,20		1,53
Gemiddelde voor naaldbomen		1,59		2,22

2.5.2.2 Depositie van zogenaamde basische kationen ($B_{c_{dep}}$)

Voor Vlaanderen en de rest van de wereld zijn weinig data beschikbaar over de mate van verhoging van totale of droge depositie van de zogenaamde basische kationen, K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} . Uitzonderingen hierop zijn de studies door Beier et al. (1992) en Devlaeminck et al. (2005). In beide studies wordt echter verondersteld dat de droge depositie van alle partikels (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+}) in dezelfde mate wordt beïnvloed door randeffecten. Devlaeminck et al. (2005) maken gebruik van het kroonbudgetmodel van de Vries et al. (1998) om droge depositie van kroonuitwisseling te onderscheiden. Bovendien veronderstellen Beier et al. (1992) dat kroonuitwisseling van Ca^{2+} en Mg^{2+} (d.i., afgifte van kationen door de kroonlaag) aan de bosrand en droge depositie van K^+ in de boskern te verwaarlozen zijn.

Om de IFEE factoren op de droge depositie van K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} te kunnen toepassen, diende het aandeel van de droge depositie in de totale depositie te worden ingeschat. Hiervoor werd gebruik gemaakt van vaste verhoudingen tussen de droge depositie en de totale depositie, welke werden afgeleid van de droge depositie : totale depositie ratio van de depositiedata voor de periode 1994-2002 volgens de intensieve monitoring van Level-II bosecosystemen in Vlaanderen (Neirynck et al., 2004). Voor K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} bedragen de ratio's 0,286, 0,261 en 0,290, respectievelijk. Ook hier veronderstellen we dat de droge

depositie van K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} in dezelfde mate wordt beïnvloed door randeffecten als de droge depositie van Na^+ . Aangezien de IFEE-factoren voor Na^+ en Cl^- gelijkaardig zijn en aanzienlijk meer data beschikbaar zijn voor droge depositie (of netto-doorval, NTF) van Cl^- dan voor die van Na^+ , worden de IFEE factoren voor droge depositie van Cl^- toegepast. Tabel 5 toont de berekende toename van droge depositie van Cl^- in een bosrandzone van 50 m diep.

De gemiddelde IFEE-factor voor de droge depositie (of netto-doorval) van Cl^- bedraagt 1,53 voor de loofbestanden en 2,22 voor de naaldbestanden. De combinatie van het aandeel droge depositie in de totale depositie en de IFEE-factoren als toename van droge depositie in de bosrand levert toenamefactoren op voor de totale depositie in de bosrand en die bedragen voor Ca^{2+} 1,14 en 1,32, voor naald- en loofbossen respectievelijk, en voor K^+ en Mg^{2+} 1,15 en 1,35. Voor de eenduidigheid werd gebruik gemaakt van dezelfde toenamefactoren, met name 1,15 voor loofbossen en 1,35 voor naaldbossen.

2.5.2.3 Stikstofdepositie

De N-depositie is van belang voor de bepaling van de denitrificatieterm in de berekening van de kritische last voor vermisting. De toename in N-depositie werd berekend zoals eerder beschreven voor de berekening van de depositie (2.4.1.1).

2.5.2.4 Stikstofimmobilisatie

De kritische lange-termijn N-immobilisatie (N_i) kan bepaald worden als een aanvaardbare N-toename van bv. 0,2% in het organisch materiaal van de bovenste minerale bodemlaag over een omloopsperiode van 100 jaar (Van Hinsberg en de Vries, 2003). Hierbij wordt verondersteld dat het organisch materiaal voor 50% uit koolstof (C) bestaat. In de herberekening van de kritische lasten verzuring en vermisting door Staelens et al. (2006) werd als toplaag de bovenste 20 cm beschouwd. Voor de 83 Vlaamse proefvlakken bedroeg de berekende N_i gemiddeld 3,1 en 2,6 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor respectievelijk loof- en naaldbos (220 en 185 eq ha⁻¹ jaar⁻¹). Voor de kritische lastpunten werd de mediane N_i -waarde van de 83 streeflastpunten genomen, i.e. 2,8 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ (200 eq ha⁻¹ jaar⁻¹).

Op basis van de C-bodemvoorraad in de bosrand en de boskern van acht bosbestanden in Vlaanderen, werd de verhouding van N-immobilisatie in de eerste 50 m van de rand vs. in de kern berekend (Tabel 6). De verhouding in N-immobilisatie tussen rand en kern bedraagt gemiddeld 1,30 voor de loofbestanden en 1,22 voor de naaldbestanden. Gezien de grote variabiliteit in de dataset, het kleine aantal bestanden en de gelijkaardige toenamefactor voor loof- en naaldbos, maakten we gebruik van één enkele factor voor alle boomsoorten: 1,26. De hogere N-immobilisatie wordt bevestigd door de grotere N-voorraad in de bovenste 5 cm van de minerale bodem in de bosranden van deze bestanden in vergelijking met die in de boskernen. Hoewel de herschalingsratio dus is afgeleid van de bovenste 5 cm van de minerale bodem (i.p.v. 20 cm) kunnen we ervan uit gaan dat de tendens zich voortzet in de diepere lagen van de minerale bodem. Zo vonden we in de loofbestanden grotere N-bodemvoorraden in de bosrand in vergelijking met de boskern tot 10-30 cm diepte. Er dient evenwel op gewezen te worden dat deze data werden verzameld in bossen op arme zandgronden (textuur Z), wat de ratio tussen rand en kern zou kunnen beïnvloeden, hoewel we niet over data beschikken om dit te verifiëren.

2.5.2.5 Opname van basische kationen in biomassa (Bc_u)

Door de grotere lichtbeschikbaarheid aan bosranden is de biomassa-productie er verhoogd in vergelijking met boskernen. Bomen aan de bosrand vertonen een sterkere diametergroei dan die in de boskern. Een verhoogde groei leidt tot een verhoogde opname van nutriënten tenzij deficiënties optreden. In de veronderstelling dat geen verdunningseffect optreedt, werd de opname aan zogenaamde basische kationen in de bosrand verhoogd met een factor die de verhoging van de biomassa-productie aan de bosrand t.o.v. de boskern beschrijft. Eenvoudigerwijze werd enkel gewerkt met biomassagegevens van stamhout van bomen.

Tabel 6: Koolstofvoorraad in de bovenste 5 cm van de minerale bodem en de hieruit geschatte N-immobilisatie (als 0.2 % van het organisch materiaal) in de bosrand en de boskern. Eveneens wordt de verhouding tussen de waarden in de rand en die in de kern weergegeven voor elk bestand. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.

Bestandscode		C-voorraad 0-5 cm	N _i	N _i	Ratio rand/kern
		kg C/ha	kg/ha/jr	eq/ha/jr	
Bp2	Rand	25367	1,01	72	1,20
	Kern	21085	0,84	60	
Bp3	Rand	24145	0,97	69	1,86
	Kern	13113	0,52	37	
Qr 1	Rand	11662	0,47	33	1,03
	Kern	11104	0,44	32	
Qr 2	Rand	23662	0,95	68	1,10
	Kern	21539	0,86	62	
Ps1	Rand	16125	0,65	46	1,24
	Kern	12893	0,52	37	
Ps2	Rand	21047	0,84	60	1,05
	Kern	19882	0,80	57	
Pn2	Rand	25261	1,01	72	1,38
	Kern	18358	0,73	52	
Pn3	Rand	21627	0,87	62	1,19
	Kern	18030	0,72	52	
Gemiddelde voor loofbomen					1,30
Gemiddelde voor naaldbomen					1,22

Tabel 7 toont de houtvolumes in de 50 m diepe bosrandzones en de boskernen en de ratio hiervan van acht onderzochte bosbestanden. De gemiddelde verhouding in biomassa-productie aan de bosrand t.o.v. de boskern bedraagt 1,29 voor de loofbestanden en 1,11 voor naaldbestanden. De opname aan zogenaamde basische kationen (Bc_v) in de bosrand werd bijgevolg verhoogd met een factor gelijk aan deze gemiddelde ratio's.

Tabel 7: Volume stamhout aan de bosrand (50 m) en in de boskern en de verhouding van het volume in de rand t.o.v. de kern. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.

Boomsoort	Bestandscode	Volume hout (m ³ /ha)		Ratio rand/kern
		Rand	Kern	
Ruwe berk	Bp2	195	186	1,05
	Bp3	81	39	2,09
Zomereik	Qr1	338	309	1,09
	Qr2	158	171	0,92
Corsicaanse den	Pn2	423	354	1,19
	Pn3	566	480	1,18
Grove den	Ps1	303	289	1,05
	Ps2	189	185	1,02
Gemiddelde voor loofbomen				1,29
Gemiddelde voor naaldbomen				1,11

2.5.2.6 Opname van N door de biomassa (N_u)

In tegenstelling tot de basische kationen, beschikken we over gegevens betreffende de concentratie aan N in stamhout gemeten in bosranden en -kernen van homogene bestanden. Dit maakt het mogelijk om de opname van N in de bosrand aan te passen voor zowel een grotere biomassaproduktie als een wijziging in N-concentratie in de biomassa. In de berekening werd eveneens gewerkt met biomassa aan en N-concentraties in stamhout (Tabel 8). Hierbij dient vermeld dat de N-concentraties in stamhout aan de bosrand werden opgemeten in de eerste 10 m vanaf de bosrand.

Tabel 8: Concentratie aan N in stamhout aan de rand (eerste 10 m) en de boskern en de verhouding van de N-concentratie in de rand t.o.v. de kern. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in Tabel 3.

Boomsort	Bestandscode	Concentratie N (mg/kg droog gew.)		Ratio rand/kern
		Rand	Kern	
Ruwe berk	Bp2	1055	919	1,15
	Bp3	1289	975	1,32
Zomereik	Qr1	1003	997	1,01
	Qr2	1215	1058	1,15
Corsicaanse den	Pn2	769	725	1,06
	Pn3	699	939	0,74
Grove den	Ps1	510	548	0,93
	Ps2	538	559	0,96
Gemiddelde voor loofbomen				1,16
Gemiddelde voor naaldbomen				0,92

In de onderzochte loofbestanden is de N-concentratie in het stamhout aan de bosrand gemiddeld 1,16 keer groter dan in de boskern. In de naaldbestanden bedraagt de verhouding aan N-concentratie aan de rand t.o.v. de kern gemiddeld 0,92. Aangezien de N-concentraties aan de bosrand werden gemeten in de uiterste 10 m vanaf de rand, kunnen we veronderstellen dat de ratio's extremer zijn dan we zouden verwachten indien deze werden opgesteld op basis van N-concentraties opgemeten en uitgemiddeld over de eerste 50 m van de bosrand. De combinatie van de toename van biomassaproduktie en de toename/afname in N-concentraties in het hout levert een herschalingsratio voor de N_u op van 1,50 voor de randen van de loofbestanden en van 1,02 voor die van de naaldbestanden.

Tabel 9 geeft een overzicht van de aanpassingen van de originele invoergegevens zoals beschreven door Staelens et al. (2006) bij het berekenen van kritische lasten voor verzuring en vermesting voor zuid of west georiënteerde bosranden.

Tabel 9: Overzicht van de toegepaste herschalingsratio's en IFEE-factoren voor de herberekening van de kritische lasten voor verzuring en vermesting in zuidwestgerichte bosranden van loof- en naaldbossen. De IFEE-factoren worden toegepast op de totale depositie.

Invoergegeven		Herschalingratio of IFEE-factor	
		Loofbos	Naaldbos
Depositie van Na^+ en Cl^-		1,20	1,59
Depositie van basische kationen (Bc_{dep})		1,15	1,35
Stikstofdepositie (N_{dep})	NO_3^-	1,09	1,27
	NH_4^+	1,09	1,25
Stikstofimmobilisatie (N_i)			1,26
Opname van basische kationen (Bc_u)		1,29	1,11
Opname van stikstof (N_u)		1,50	1,02

2.5.2.7 Kritische lasten voor bosranden: resultaten

Tabel 10 toont de 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden voor de originele kritische lasten verzuring voor 'bos' en de bosrandspecifieke kritische lasten zoals berekend in deze studie. De mediane bosrandspecifieke $CL_{\max}(S)$ bedraagt 2261 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ voor alle bossen samen, en is daarmee 373 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ hoger dan de originele $CL_{\max}(S)$ (1888 eq ha⁻¹ jaar⁻¹). De mediane $CL_{\min}(N)$, $CL_{\max}(N)$ en $CL_{\text{nut}}(N)_{\text{bio}}$ voor bosranden bedragen respectievelijk 888, 3748 en 1224 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ en zijn 23, 17 en 17 % groter dan de originele mediaanwaarden (Tabel 10). Merk op dat de hier vermelde waarden voor $CL_{\max}(S)$, $CL_{\min}(N)$ en $CL_{\max}(N)$ voor bos licht afwijken van de waarden gerapporteerd door Staelens et al. (2006). De reden hiervoor is dat in de huidige studie een andere, meer correcte simulatie van de dissociatie van organische zuren gebruikt werd bij het berekenen van de kritische lasten voor verzuring.

De bosrandspecifieke 5^{de} percentielwaarde voor $CL_{\max}(S)$ is, in tegenstelling tot de overige percentielwaarden van alle kritische lasten, lager dan de originele 5^{de} percentielwaarde (Tabel 10). De reden hiervoor is dat in sommige bossen, in de veronderstelling van een bosrand, de verhoging van depositie van basische kationen kleiner zou zijn dan de verhoging van de opname van basische kationen

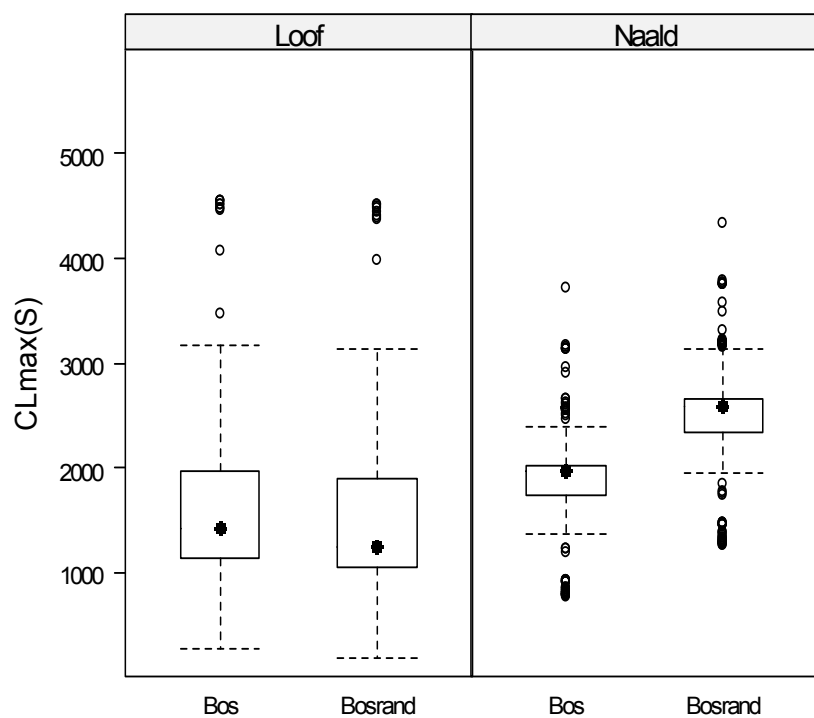
Omgerekend bedragen de originele 5, 50 en 95% percentielwaarden voor $CL_{\text{nut}}(N)_{\text{bio}}$ 8,5, 14,6 en 20,3 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹; de bosrandspecifieke 5, 50 en 95% percentielwaarden voor $CL_{\text{nut}}(N)_{\text{bio}}$ bedragen 9,2, 17,1 en 26,1 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹.

Tabel 10: 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten voor S en N (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor de 1438 bosreceptoren

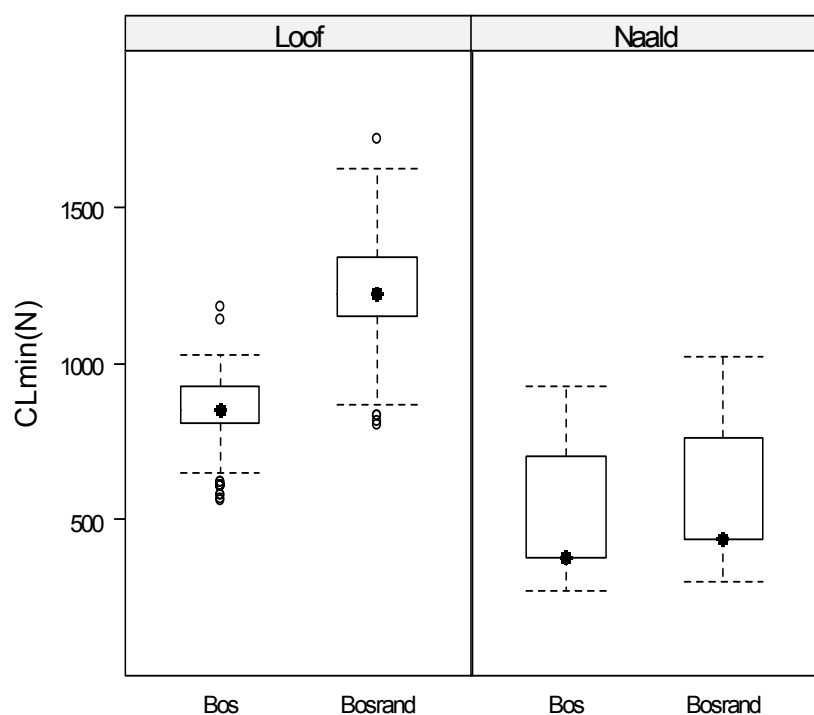
Variabele	Originele percentielwaarden 'bos'			Bosrandspecifieke percentielwaarden 'zw-bosrand'		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%
$CL_{\max}(S)$	507	1888	2562	404	2261	2849
$CL_{\min}(N)$	381	724	926	437	888	1341
$CL_{\max}(N)$	1719	3216	7375	1848	3748	8359
$CL_{\text{nut}}(N)_{\text{bio}}$	604	1044	1452	660	1224	1861

De boxplots voor de originele kritische lasten voor bos en de bosrandspecifieke kritische lasten zijn in Figuren 9-12 weergegeven voor de 734 loofbos- en 704 naaldbosreceptoren afzonderlijk. De boxplots tonen de verdeling van de kritische lasten rond de mediaan (aangeduid als centrale ster in de box). De grenzen van de box stellen de 25^{ste} en 75^{ste} percentielwaarden voor, terwijl de vlaggen de mediaan +/- 1,5 keer het interkwartiel bereik aanduiden. De punten buiten deze vlaggen zijn de zogeheten *outliers*.

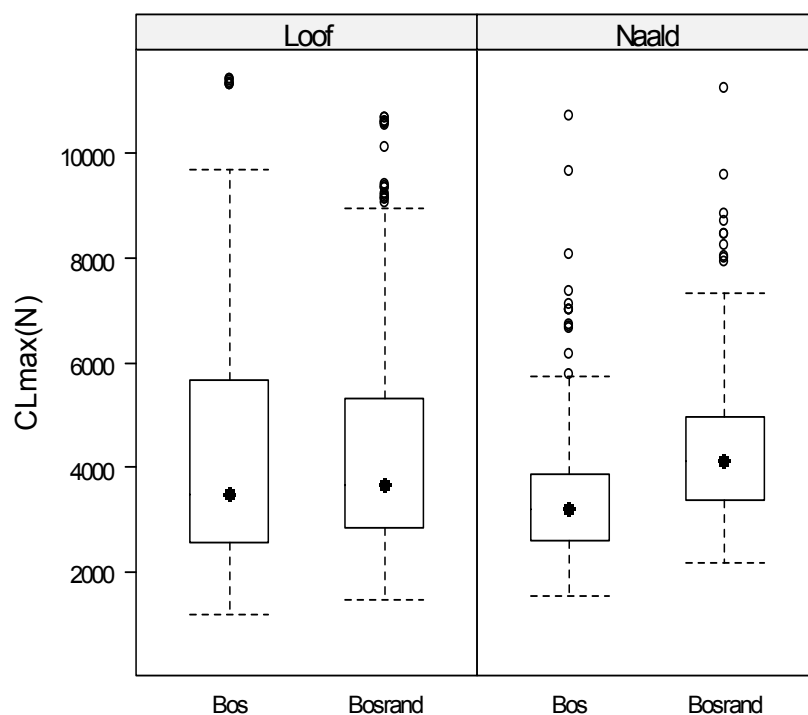
Figuur 9: Boxplots voor de originele $CL_{max}(S)$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{max}(S)$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in $eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$



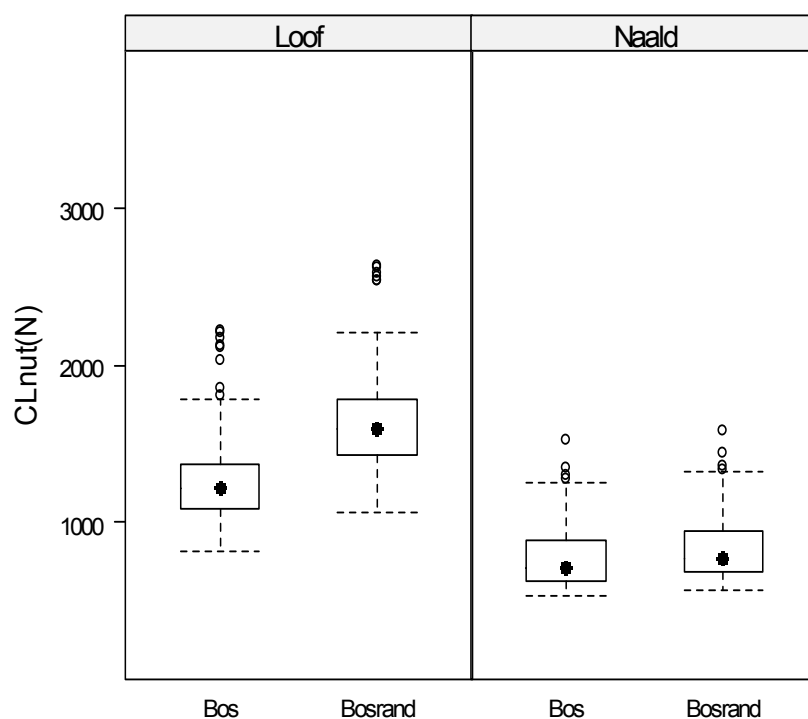
Figuur 10: Boxplots voor de originele $CL_{min}(N)$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{min}(N)$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in $eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$



Figuur 11: Boxplots voor de originele $CL_{max}(N)$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{max}(N)$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in $eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$



Figuur 12: Boxplots voor de originele $CL_{nut}(N)_{bio}$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{nut}(N)_{bio}$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in $eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$



Volgens bovenstaande werkwijze werden de kritische lasten voor bosranden herrekend op basis van data van zuid- of westelijk georiënteerde bosranden. Echter, niet elke bosrand is georiënteerd naar de overheersende windrichting (zuid tot west). Bosranden georiënteerd naar het noorden en oosten zijn blootgesteld aan kleinere randeffecten en bevinden zich qua milieucondities tussen boskernen en zuid/west-georiënteerde bosranden in. Voor de bosranden georiënteerd naar het zuiden en het westen worden de voorgestelde depositietoenamefactoren en kritische lasten voor bosranden toegepast. Voor bosranden georiënteerd naar het noorden en het oosten, echter, werden de depositietoenamefactoren herschaald op basis van het jaarlijkse relatieve aantal dagen in het betreffende meetjaar dat de wind loodrecht op deze bosranden is georiënteerd (met een maximale afwijking van 45°). De verdeling van de windrichting over het noordoosten en het zuidwesten werd berekend op basis van meetgegevens van het meest nabij gelegen KMI-weerstation in de betreffende studie (cf. Tabel 3). Gemiddeld over de ganse meetperiode kwam de wind voor $38 \pm 1,8\%$ van de dagen uit het noorden of oosten, uit een richting tussen het noordwesten en het zuidoosten, en voor $62 \pm 1,8\%$ van de dagen uit het zuiden en westen, uit een richting tussen het zuidoosten en noordwesten. In de veronderstelling dat er geen randeffect optreedt ($IFEE = 1,0$) in een bosrand wanneer gedurende het ganse jaar geen enkele dag wind loodrecht ($\pm 45^\circ$) op de bosrand waait, dan kunnen de IFEE-factoren voor een noord- of oostelijk georiënteerde bosrand berekend worden als:

$$IFEE_{NO} = 1 + (IFEE_{ZW} - 1) \cdot WR_{NO} / WR_{ZW}$$

In deze formule zijn $IFEE_{NO}$ en $IFEE_{ZW}$ de IFEE-factoren voor een noord- of oostelijk en zuid- of westelijk georiënteerde bosrand, respectievelijk, en zijn WR_{NO} en WR_{ZW} het jaarlijkse aantal dagen in een meetjaar dat de wind uit het noorden of oosten en uit het zuiden of westen komt (met een maximale afwijking van 45°). De bosrandspecifieke IFEE-factoren voor totale depositie herschaald voor noordelijk en oostelijk georiënteerde bosranden zijn weergegeven in Tabel 11 en bedragen gemiddeld:

- voor loofbossen: 1,06 voor NH_4^+ en NO_3^- en 1,07 voor SO_4^{2-} ;
- voor naaldbossen: 1,18 voor NO_3^- en SO_4^{2-} en 1,16 voor NH_4^+ .

Tabel 11: IFEE-factoren voor theoretische noord- of oostelijk georiënteerde bosranden, herrekend op basis van het jaarlijkse relatieve aandeel dagen dat wind georiënteerd is naar noord/oost- en zuid/west-gerichte randen

Bestandscode	NO_3^-	NH_4^+	SO_4^{2-}
Bp1	1,01	1,01	1,02
Bp2	1,05	1,07	1,09
Bp3	1,05	1,05	1,09
Qr1	1,06	1,02	1,01
Qr2	1,10	1,06	1,06
Qr/Bp	1,10	1,10	1,16
Fs1	1,06	1,14	1,05
Fs2	1,05	1,01	1,07
Pn1	1,09	1,07	1,07
Pn2	1,27	1,20	1,22
Pn3	1,15	1,13	1,19
Ps3	1,20	1,26	1,24

Tevens werden de kritische lasten voor noord- en oostelijk georiënteerde randen gelijk gesteld aan het gemiddelde van de originele kritische lasten en de bovenstaande bosrandspecifieke kritische lasten voor zuid- en westelijk georiënteerde bosranden. Voor de bepaling van de overschrijding van de kritische lasten verzuring diende de denitrificatie van N te worden bepaald op basis van immobilisatie en opname (N_i en N_u). In zuid/west-gerichte randen worden de herschalingsratio's op N_i en N_u zoals in Tabel 9 toegepast; in noord/oost-gerichte bosranden worden N_i en N_u in N_{de} gelijk gesteld aan het gemiddelde van de originele waarden (boskern) en de waarden voor zuid/west-gerichte bosranden.

2.6 OPS-data

De OPS-data gegenereerd op basis van de Corine-landgebruikkaart werden gebruikt als invoerdata voor de berekening van de overschrijding van de kritische lasten verzuring en vermeting. De depositiedata werden gebruikt als depositie voor grasland, heide en de interne zone van bossen. De depositie in de randzone van bossen werd herkend naargelang het aandeel bosrand in de totale oppervlakte van een 150 m x 150 m bospixel (zie onder). De OPS-data werden aangeleverd voor het Referentie- (R) en Europa-scenario (E) voor hokken van 1 km x 1 km.

2.7 Landgebruikkaarten

De locaties van de ecosysteemtipes loofbos, naaldbos, droge en natte heide, zuur grasland, neutraal-zuur grasland, kalkgrasland en cultuurgrasland werden afgeleid van de landgebruikkaarten, aangeleverd door het NARA-team. De kaart is een rasterkaart met gridcellen van 150 m x 150 m. Specifiek voor de berekening van de overschrijding van kritische lasten werd de kaart aangeleverd in vectorformaat. De vectorkaart bestaat uit polygonen met een ID afhankelijk van het ecosysteemtype. Elk polygoon is in feite een aaneenschakeling van oorspronkelijke gridcellen met hetzelfde ID. Figuur 1 toont de locatie van de ecosysteemtipes volgens de landgebruikkaart voor 2005. De totale oppervlakte ingenomen door de verschillende ecosysteemtipes is weergegeven in Tabel 2.

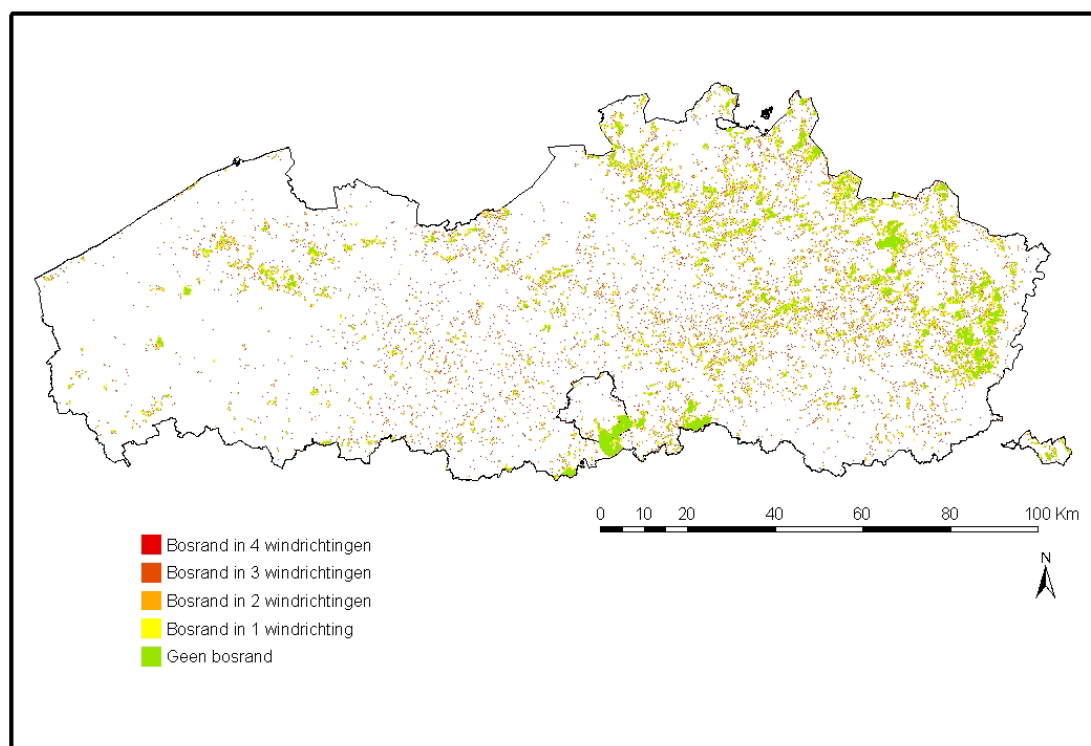
Voor de berekening van de invloed van bosranden op de depositie van N en de potentieel verzurende pollutanten en de toepassing van de herberekende kritische lasten voor bosranden, werd gebruik gemaakt van een kaart met aanduiding van de blootstelling van bospixels aan randeffecten uit de vier hoofdwindrichtingen. Een kaart werd door het NARA-team samengesteld op basis van de landgebruikkaart, met een unieke bosrandcode naargelang de aan- en afwezigheid van aangrenzende bospixels in de vier hoofdwindrichtingen (Tabel 12). Zo zal op de kaart in rasterformaat aan een bospixel met een bosrandcode 0 geen enkele bospixel grenzen, aan een bospixel met bosrandcode 1 enkel een bospixel grenzen in het noorden, enz. Ook deze kaart werd omgezet naar een vectorfile met polygonen die de originele bospixels groepeerd indien ze dezelfde bosrandcode hebben.

Tabel 12: Bosrandcodes voor bospixels als functie van het voorkomen van aangrenzende bospixels in de vier hoofdwindrichtingen, en aandeel van de negen 50 m x 50 m² vlakken in de oppervlakte als boskern, noord/oost-randzone en zuid/west-randzone (cf. figuur 14)

Bosrandcode	Aangrenzend bos	Boskern	NO-randzone	ZW-randzone
0	Geen	0,11	0,33	0,56
1	Noord	0,22	0,22	0,56
2	Oost	0,22	0,22	0,56
3	Noord & oost	0,44	0,00	0,56
4	Zuid	0,22	0,44	0,33
5	Noord & zuid	0,33	0,33	0,33
6	Oost & zuid	0,44	0,22	0,33
7	Noord, oost & zuid	0,67	0,00	0,33
8	West	0,22	0,44	0,33
9	Noord & west	0,44	0,22	0,33
10	Oost & West	0,33	0,33	0,33
11	Noord, oost & west	0,67	0,00	0,33
12	Zuid & west	0,44	0,56	0,00
13	Noord, zuid & west	0,67	0,33	0,00
14	Oost, zuid & west	0,67	0,33	0,00
15	Noord, oost, zuid & west	1,00	0,00	0,00

Figuur 13 toont de 'bosrandenkaart', de locatie van de polygonen bos niet blootgesteld aan randeffecten (groen, bosrandcode 15) en blootgesteld aan één windrichting (geel, bosrandcodes 7, 11, 13 en 14), twee windrichtingen (lichtoranje, bosrandcodes 3, 5, 6, 9, 10 en 12), drie windrichtingen (donkeroranje, bosrandcodes 1, 2, 4 en 8) en aan alle vier de hoofdwindrichtingen (rood, bosrandcode 0).

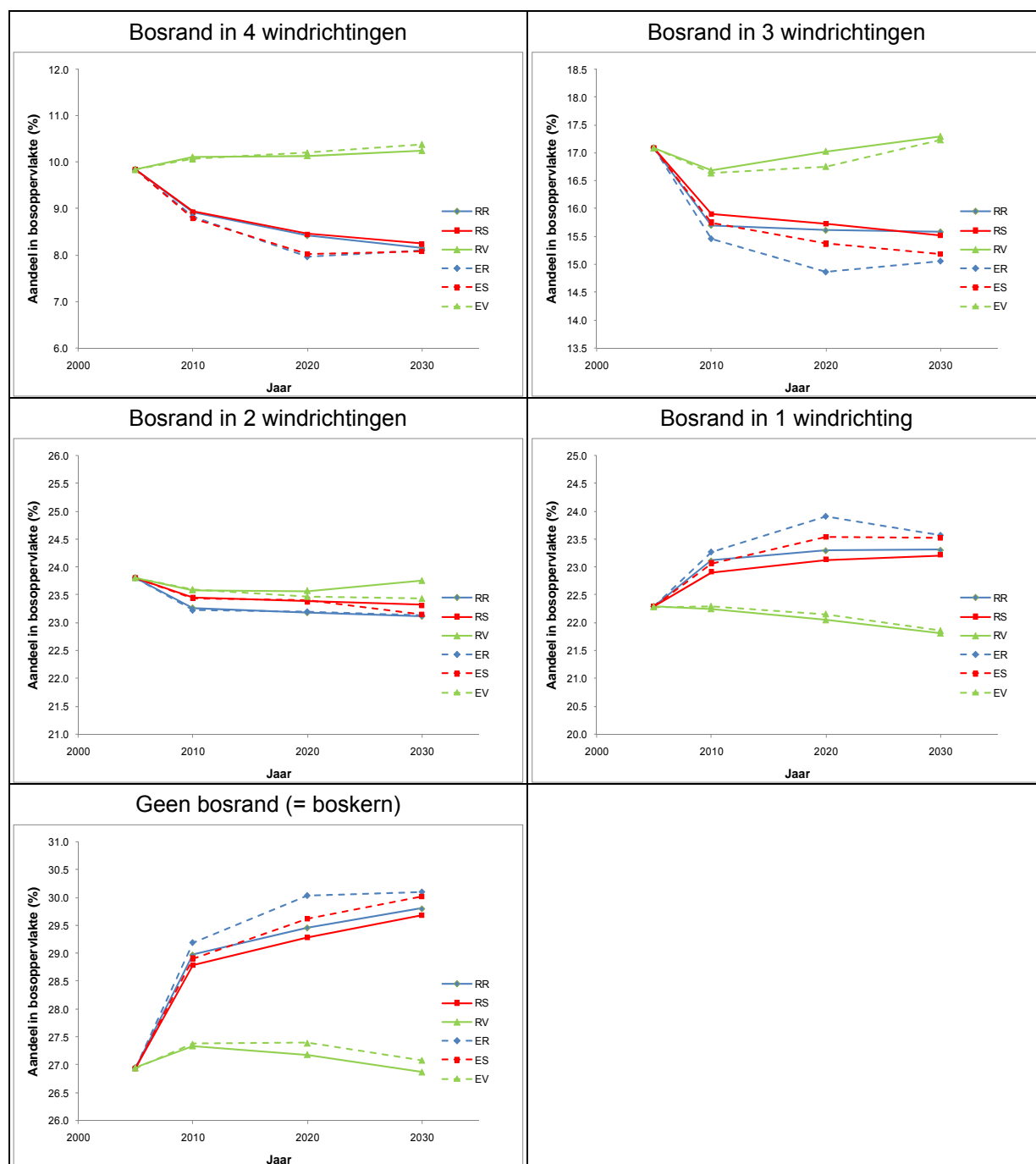
Figuur 13: Bosrandenkaart voor 2005 met de aanduiding van boscellen niet blootgesteld aan randeffecten (groen) en blootgesteld aan één windrichting (geel), twee windrichtingen (lichtoranje), drie windrichtingen (donkeroranje) en aan alle vier de hoofdwindrichtingen (rood)



We gingen ook het effect na van de NARA-landgebruikscenario's op het aandeel bosrand in de totale bosoppervlakte. Dit gebeurde op basis van de 50 x 50 m² roosterzellen zoals geïllustreerd in Figuur 13.

Het aandeel bosrand wordt uitgedrukt als het aantal van de vier hoofdwindrichtingen waarin een randeffect optreedt (Figuur 14). Het aandeel bosranden blijft stabiel in de twee Verweving-scenario's. In de Referentie- en Spreiding-scenario's stijgt het aandeel van bos zonder bosrand of met een bosrand in maar één windrichting, terwijl het aandeel van bos met drie of vier randen afneemt. Naast de effecten van bosranden op verzurende en vermestende emissies is het aandeel van bosranden in de bosoppervlakte ook van groot algemeen ecologisch belang (cf. deel 2.5).

Figuur 14: Aandeel van bosrand (% van totale bosoppervlakte) voor de zes verschillende NARA-landgebruikscenario's. Het aandeel bosrand wordt uitgedrukt als het aantal van de vier hoofdwindrichtingen die niet aan naburig bos grenzen.



2.8 Berekening overschrijding kritische lasten

De berekeningen van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring en vermeting en de oppervlakte natuur met overschrijding per ecosysteemtype werden uitgevoerd voor het referentiejaar 2006 en voor 6 scenario's voor de zichtjaren 2010, 2020, en 2030. De berekeningen werden afzonderlijk uitgevoerd voor de verschillende ecosysteemtypes. Voor de ecosysteemtypes loofbos en naaldbos werd er rekening gehouden met de bosrandcode. De berekeningen werden uitgevoerd met behulp van ArcMap 9.2 (ESRI) en Excel.

Vooreerst werden de OPS-databestanden (txt-formaat) met de depositie van N en potentieel verzurende polluenten ingelezen in ArcMap. Op basis van de locatie van de centrale punten van de kilometerhokken waarvoor de depositiewaarde is bestemd, werden de depositiewaarden gebiedsdekkend voor Vlaanderen berekend. Zo ontstond een vectorkaart met OPS-depositie-polygonen, waarbij elke rooster cel (1 km x 1 km) één waarde voor totale N-depositie en één waarde voor totale S-depositie heeft.

Vervolgens werd voor elk ecosysteemtype afzonderlijk een vectorkaart met Thiessenpolygonen aangemaakt op basis van de receptorpunten gebruikt in de berekening van kritische lasten, zodat aan elk locatie in Vlaanderen een reeks kritische lasten ($CL_{\max}S$, $CL_{\max}N$ en $CL_{\text{nut}}N_{\text{bio}}$) en waarden voor N_u , N_i en f_{de} (voor de berekening van N_{de}) werden toegekend voor elk ecosysteemtype.

Tabel 13 geeft een overzicht van de kritische lasten voor verzuring en vermesting per ecosysteemtype gebruikt in de huidige studie. De waarden voor grasland en heide zijn bepaald door Meykens & Vereecken (2001). Per natuurcategorie is de verdeling van $CL_{\max}(S)$ en $CL_{\text{nut}}(N)$ weergegeven met behulp van de mediaan en de 5% en 95% waarden.

Tabel 13: 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten (per ecosysteemtype) voor verzuring ($CL_{\max}(S)$, $\text{zeq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) en voor vermesting met het oog op het behoud van de biodiversiteit ($CL_{\text{nut}}(N)$, $\text{kg N ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) zoals gebruikt in de huidige studie

		CL _{max} (S) (zeq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)			CL _{nut} (N) (kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹)			
		5%	50%	95%	5%	50%	95%	
Grasland								
	Cultuurgrasland	600	1 052	1 932	18,0	24,0	33,0	
	Zuur grasland	1 526	2 108	2 697	7,0	13,0	17,0	
	Kalkgrasland	1 893	1 893	1 894	18,8	23,0	31,5	
	Neutraal-zuur grasland	696	1 353	2 075	19,0	24,0	33,0	
Heide								
	Droge heide	1 740	1 938	2 223	8,0	11,0	14,0	
	Natte heide	1 665	1 755	1 805	8,3	11,0	13,7	
Bos								
	Loofbos	Boskern	341	1 424	2 907	12,8	17,1	21,2
		Bosrand	261	1 244	2 813	16,4	22,4	27,0
	Naaldbos	Boskern	1 390	1 969	2 487	8,2	10,4	16,7
		Bosrand	1 551	2 593	2 899	9,0	11,2	18,4

Noot: de kritische last voor bos op een bepaalde locatie hangt af van het omgevende landgebruik (cf. figuur 15).

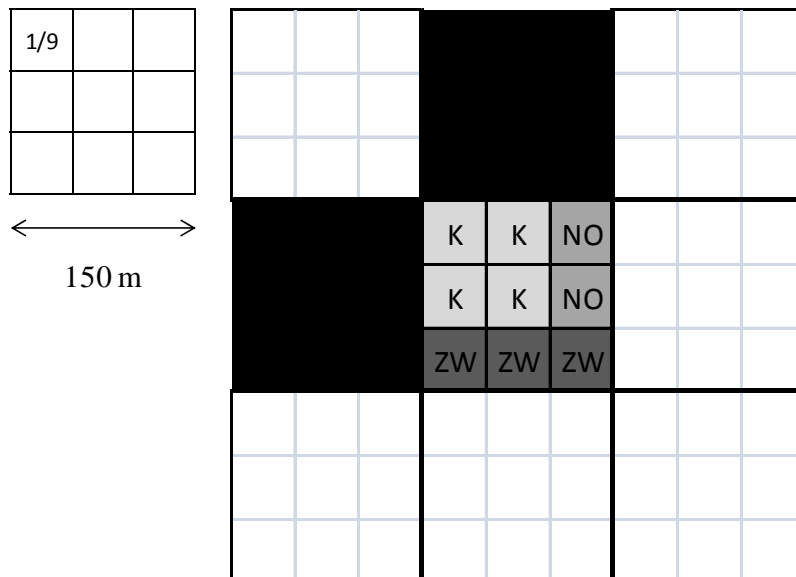
De landgebruikkaarten (in vectorformaat) met aanduiding van de locatie van de verschillende ecosysteemtipes per hok van 150 m x 150 m werden per ecosysteemtype met de OPS-polygonen en de kritische-lastpolygonen gecombineerd met de ArcMap-functie *Intersect*.

Bovendien werd voor de ecosysteemtipes loof- en naaldbos de kaart met bosrandcodes per hok van 150 m x 150 m in rekening gebracht. Door intersectie van deze kaarten ontstonden voor elk ecosysteemtype polygonen met een unieke combinatie van OPS-depositiegegevens, kritische-lastgegevens en, in geval bospolygonen, bosrandcodes. Uiteindelijk werd de oppervlakte van alle polygonen berekend. In de attributentabel van de vectorkaarten werd de overschrijding van de kritische lasten berekend zoals beschreven in formules (1) en (2). Omwille van de complexiteit van de berekeningen voor naaldbos en loofbos werden de overschrijdingen van de kritische lasten voor verzuring uitgerekend in Excel en vervolgens weer gelinkt aan de vectorlaag in ArcMap. Omdat de oorspronkelijke bospixels een dimensie

hadden van 150 m x 150 m en de toenamefactoren voor depositie en de wijzigingen in kritische lasten werden berekend op basis van een bosrandzone 50 m, werden indices opgesteld die het aandeel van de boskern, van zuid- en (of) westelijk georiënteerde bosranden en van noord- en (of) oostelijk georiënteerde bosranden in de totale pixeloppervlakte weergeven.

Een pixel van 150 m x 150 m kan worden opgedeeld in negen vierkante vlakken van 50 m x 50 m (Figuur 13). Elke bospixel, onafhankelijk van de aanwezigheid van aangrenzende bospixels, bevat ten minste één vlak waar geen randeffecten reiken, en waar bijgevolg de onaangepaste OPS-deposities en originele kritische lasten voor bos gelden. Afhankelijk van het voorkomen van aangrenzende bospixels, waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen pixels aan de noord/oost- en aan de zuid/westzijde van het betreffende pixel, varieert het aandeel van noord/oost- en zuid/west-bosranden in de totale oppervlakte. In Figuur 15 is een voorbeeld uitgewerkt voor een bosrandpixel omgeven door bos aan de noord- en aan de westkant: in de pixel is $4/9^{\text{de}}$ van de oppervlakte boskern en wordt $2/9^{\text{de}}$ van de oppervlakte beschouwd als bosrandzone blootgesteld aan noord- en (of) oostelijke randen en $3/9^{\text{de}}$ van de oppervlakte als bosrandzone blootgesteld aan zuid- en (of) westelijke randen. Hierbij wordt verondersteld dat voor hoekvlakken de omstandigheden voor zuid- en westelijke randen domineren boven die van noord- en zuidelijke randen omdat een combinatie van meerdere randeffecten leidt tot een randeffect met dimensies gelijk aan of groter dan het grootste, individuele randeffect. Het voorkomen van aangrenzende bospixels op de diagonalen werd niet mee in rekening genomen omdat die een minimale invloed zouden uitoefenen.

Figuur 15: Voorbeeld van een bospixel van 150 m x 150 m die wordt ingedeeld in aandelen blootgesteld aan geen randeffect (kern, K), blootgesteld aan randeffecten aan noord/oost-randen (NO) en blootgesteld aan randeffecten aan zuid/west-randen (ZW). De zwarte vlakken geven aan waar een bospixel gelegen is.



De indexen werden op die manier berekend voor alle 15 bosrandcodes vanuit de bosrandenkaart: Tabel 12 toont het aandeel boskern, noord/oost-rand en zuid/west-rand in de negen vlakken van de totale bospixel voor elke bosrandcode. Op basis van de aandelen in boskern en de twee bosrandzones werden de depositiewaarden voor elke bospixel/polygoon herrekend. Zo zal voor het voorbeeld gelden dat de depositie gelijk is aan de som van $4/9^{\text{de}}$ van de 'originele' OPS-depositie (kern), $2/9^{\text{de}}$ van de OPS-depositie x IFEE_{NO} en $3/9^{\text{de}}$ van de OPS-depositie x IFEE_{ZW}. Op dezelfde wijze werden de kritische lasten herberekend voor elke bospixel/polygoon op basis van de 'originele' kritische lasten voor bos (kern), de

bosrandspecifieke kritische lasten voor zuid/west-georiënteerde randen en aangenomen kritische lasten voor noord/oost-georiënteerde randen (als gemiddelde van de originele en de bosrandspecifieke kritische lasten). Tot slot werd in de berekening van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring de denitrificatie van N (N_{de} ; cf. 2.3.4.) berekend op basis van de N_i en N_u van de aandelen in boskern en de twee bosrandzones.

De eigenlijke berekening van de oppervlakte natuur met overschrijding van de kritische lasten en van de gemiddelde overschrijding (als de oppervlakte-gewogen gemiddelde overschrijding van alle polygonen, waarbij de overschrijding gelijk aan nul wordt gesteld in gebieden waar geen overschrijding optreedt) werden eveneens uitgevoerd in Excel. Tot slot werden de overschrijdingskaarten voor verzuring en vermisting opgemaakt in ArcMap gebaseerd op de klassengrenzen 0 (geen overschrijding), 500, 1 000, 2 000, 3 000 en $> 3\ 000\ \text{zeq ha}^{-1}\ \text{jaar}^{-1}$ voor verzuring, en 0 (geen overschrijding), 5, 10, 20, 30 en $> 30\ \text{kg N ha}^{-1}\ \text{jaar}^{-1}$ voor vermisting.

3 Resultaten en bespreking

3.1 Invloed van bosrandeffect

De invloed van het bepalen van overschrijdingen van kritische lasten die rekening houden met verhoogde depositiefluxen en gewijzigde kritische lasten aan de bosrand kan worden afgeleid uit Tabel 14. Voor zowel naald- als loofbossen heeft het in rekening brengen van bosranden vooral een effect op de berekeningen van de overschrijdingen in het referentiejaar 2006 en op de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten. Voor naaldbos is de invloed op de oppervlakte met overschrijding nihil voor de kritische lasten voor verzuring en verwaarloosbaar voor de kritische lasten voor vermisting.

Wanneer rekening gehouden wordt met bosranden, is de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in naaldbos in het referentiejaar 2006 ongeveer 10% hoger dan wanneer geen bosranden in rekening worden gebracht. Voor de overschrijding van de kritische lasten voor vermisting is het effect van het in rekening brengen van bosranden in naaldbossen ook zichtbaar. In loofbossen leidt het in rekening brengen van bosranden tot een hogere oppervlakte met overschrijding en een hogere gemiddelde overschrijding (+20%) wat betreft verzuring voor het referentiejaar 2006. Voor de kritische lasten voor vermisting in loofbos, daarentegen, zijn kleinere oppervlaktes met overschrijding en kleinere gemiddelde overschrijdingen (-10%) vast te stellen voor het referentiejaar 2006.

Tabel 14: Oppervlakte met overschrijding van kritische lasten voor verzuring en vermisting (%) en de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring ($\text{zeq ha}^{-1}\ \text{jaar}^{-1}$) en vermisting ($\text{eq ha}^{-1}\ \text{jaar}^{-1}$) in het referentiejaar 2006 met en zonder rekening te houden met bosranden

			Verzuring	Vermisting
Loofbos				
Oppervlakte (%)	Incl. bosrand		45	87
	Excl. bosrand		44	94
Gemiddelde overschrijd. ($\text{zeq ha}^{-1}\ \text{jaar}^{-1}$)	Incl. bosrand		332	497
	Excl. bosrand		310	562
Naaldbos				
Oppervlakte (%)	Incl. bosrand		38	100
	Excl. bosrand		38	100
Gemiddelde overschrijd. ($\text{zeq ha}^{-1}\ \text{jaar}^{-1}$)	Incl. bosrand		246	1121
	Excl. bosrand		226	1008

Er dient echter op gewezen te worden dat de invloed van bosrandeffecten op de overschrijding van kritische lasten in deze studie wordt onderschat. De reden hiervoor is dat de invloed van bosrandeffecten op de depositie in rekening wordt gebracht door middel van depositieratio's (i.e. verhoudingen van de depositie in bosrand t.o.v. boskern). In deze studie gebruiken we voor boskernen namelijk de deposities zoals gemodelleerd door OPS, zodat de verhoogde depositie in de bosrand via deze depositieratio's dus direct afhangt van de OPS-depositie in de boskern. In dit verband treden hier twee problemen op: (i) het OPS-model op basis van de Corine-landgebruikkaart levert relatief lage depositiewaarden voor bossen op in vergelijking met vroegere OPS-versies (met vaste ruwheidslengte), en (ii) de gemiddeld bijna twee maal hogere depositie van NH_x , NO_y en SO_x in naaldbossen in vergelijking met loofbossen (De Schrijver et al., 2007b, 2008) wordt niet in rekening gebracht in de OPS-depositiedata. Tabel 4 illustreert dat bosrandeffecten op atmosferische depositie net voor naaldbossen het grootst zijn. Doordat het OPS-model geen rekening houdt met de empirisch vastgestelde depositieverhoging in naaldbossen t.o.v. loofbossen wordt de extra aanvoer van N- en potentieel verzurende depositie in de bosrand dus nog meer onderschat, in het bijzonder voor naaldbos.

De in deze studie gerapporteerde overschrijdingen van kritische lasten zijn steeds gebaseerd op deposities en kritische lasten die rekening houden met bosrandeffecten.

3.2 Verzuring

3.2.1 *Oppervlakte natuur met overschrijding van kritische lasten voor verzuring*

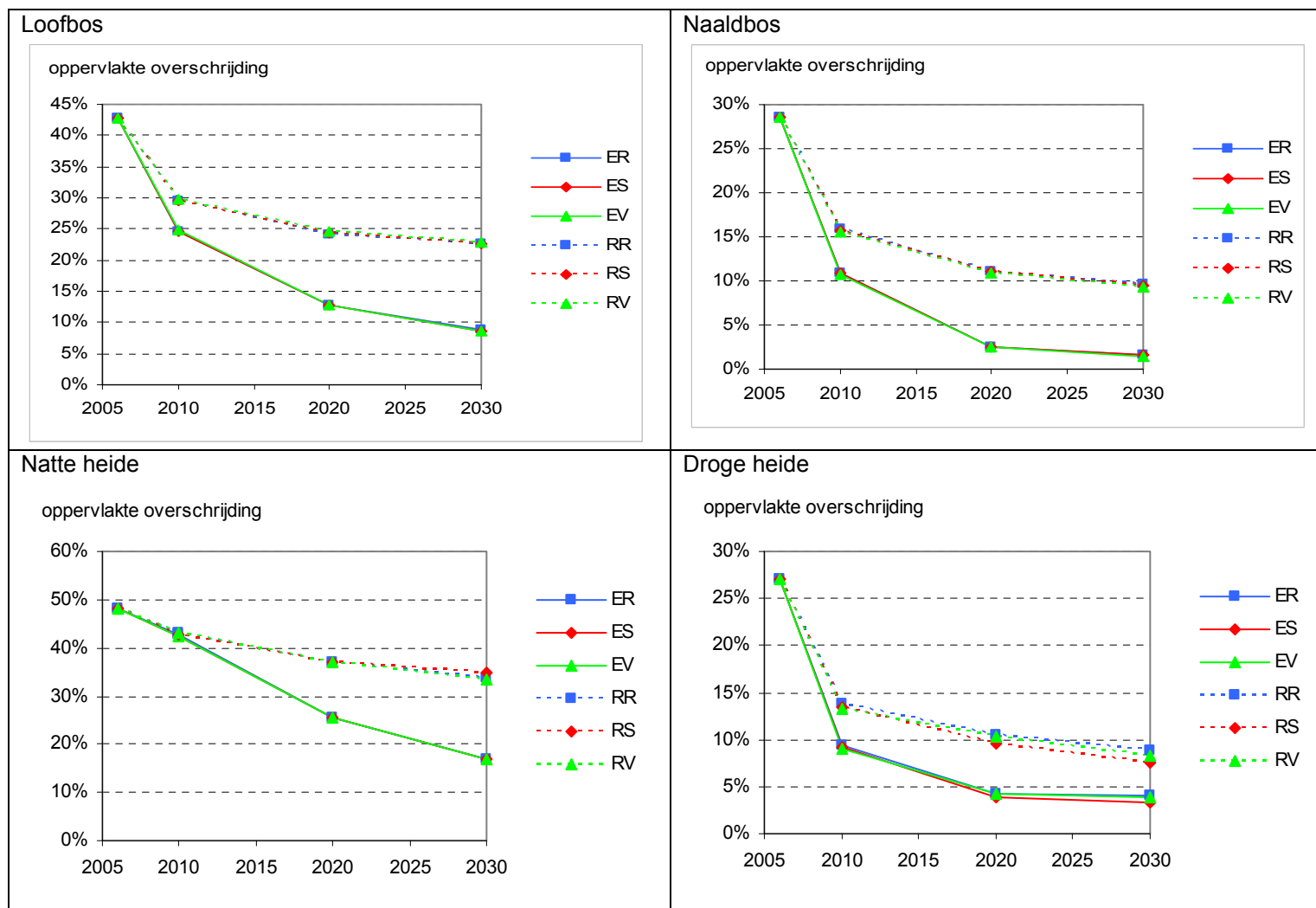
In Tabel 15 worden de oppervlaktes (%) heide, grasland en bos met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring gegeven voor het referentiejaar 2006 en de zichtjaren 2010, 2020 en 2030, voor de 6 scenariocombinaties. De evolutie van de oppervlakte met overschrijding verloopt identiek voor de drie landgebruikscenario's (*R, *S, *V) binnen een depositiesceanrio (REF of R* en EUR of E*), met uitzondering van grasland, waar (zeer beperkt) hogere oppervlaktes met overschrijding werden berekend voor het scenario 'Verweving' in het geval van het RV-scenario (met de hoogste depositiewaarden in 2030). Voor bos, heide en grasland zijn reeds verschillen in oppervlakte met overschrijding tussen de depositiescenario's waarneembaar voor het eerste zichtjaar (2010); voor de volgende zichtjaren lopen de verschillen verder uiteen met hogere percentages overschrijding in het depositiescenario 'Referentie' (14-32%) dan in het 'Europa'-scenario (5-27%).

De evolutie voor de verschillende ecosysteemtipes wordt getoond in Figuren 16 en 17. De grootste afnames in de oppervlakte natuur met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring worden waargenomen tussen 2006 en 2010, waarna de oppervlakte met overschrijding stagneert in het Referentie-scenario's (R*) en in beperktere mate (of aan dezelfde snelheid in geval van 'natte heide') verder daalt in de depositiescenario's 'Europa' (E*). Hier zien we ook dat de verschillen tussen de NARA-landgebruikscenario's voor grasland afkomstig zijn van verschillen voor cultuurgrasland. Zo zijn de grootste afnames in oppervlakte cultuurgrasland vast te stellen voor het 'Scheiding'-scenario en de kleinste afnames in het 'Verweving'-scenario. De oppervlaktes met overschrijding per ecosysteemtype (natte heide, droge heide, zuur grasland, neutraal-zuur grasland, kalkgrasland en cultuurgrasland) zijn beschikbaar in bijlage 1a.

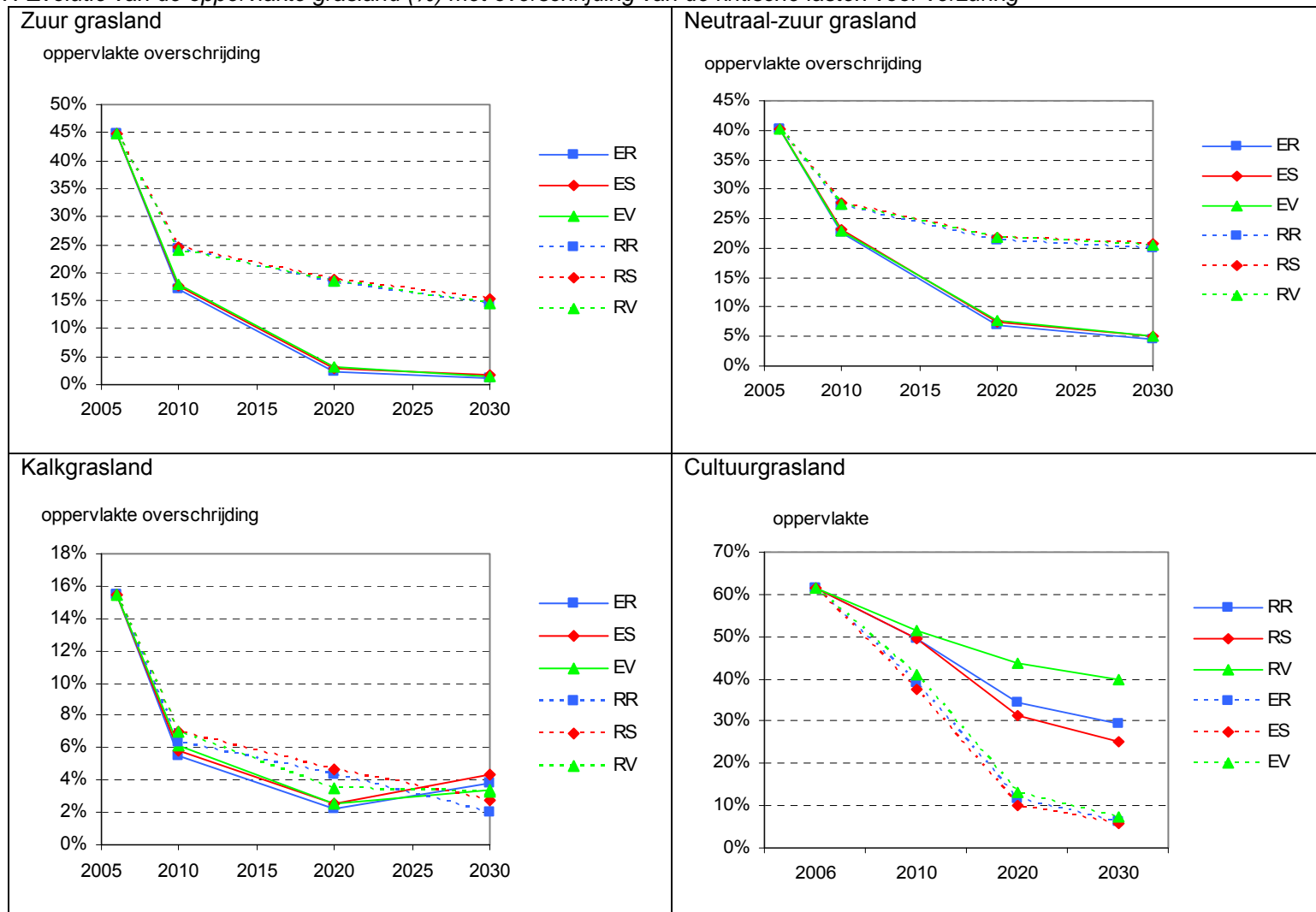
Tabel 15: Oppervlakte (%) heide, grasland en bos met overschrijding van de kritische lasten verzuring voor het referentie jaar en voor de drie zichtjaren 2010, 2020 en 2030, voor de zes combinaties van de MIRA-depositiescenario's ('Europa' en 'Referentie') en NARA-landgebruikscenario's ('Referentie', 'Scheiding' en 'Verweving')

		Scenario 'Referentie'			Scenario 'Scheiding'			Scenario 'Verweving'		
2006		2010	2020	2030	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Referentie-scenario										
Heide	33	21	17	15	21	16	13	21	17	14
Grasland	46	30	23	20	30	22	19	32	30	27
Bos	37	25	20	19	25	20	19	25	20	19
Totaal	39	26	20	19	26	20	19	27	23	21
Europa-scenario										
Heide		18	10	7	18	9	6	18	9	7
Grasland		25	8	5	25	7	5	27	6	6
Bos		20	10	7	20	10	7	20	10	7
Totaal		21	9	6	20	9	6	22	10	6

Figuur 16: Evolutie van de oppervlakte bos en heide (%) met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring



Figuur 17: Evolutie van de oppervlakte grasland (%) met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring



Rekening houdend met het RR-scenario zouden in 2030 op respectievelijk 15, 20 en 19 % van de oppervlakte heide, grasland en bos de kritische lasten voor verzuring overschreden worden. In het geval van het ER-scenario zouden de kritische lasten voor verzuring in 2030 op respectievelijk 7, 5 en 7 % van de oppervlakte heide, grasland en bos overschreden worden. We concluderen dus dat in 2030 19 % van de oppervlakte natuur in Vlaanderen te kampen zou hebben met een overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in geval van het depositiescenario 'Referentie'. In het scenario 'Europa' gaat het nog om 7 % van de oppervlakte natuur. Deze oppervlaktes zijn echter bijna zeker een onderschatting indien een strenger criterium voor de kritische lasten zou worden gehanteerd dan het huidige (Al:Bc = 1; cf. 2.4.1) of indien rekening zou gehouden worden met een verhoogde verzurende depositie in naaldbos in vergelijking met loofbos (cf. 3.1).

3.2.2 Gemiddelde overschrijding van kritische lasten voor verzuring

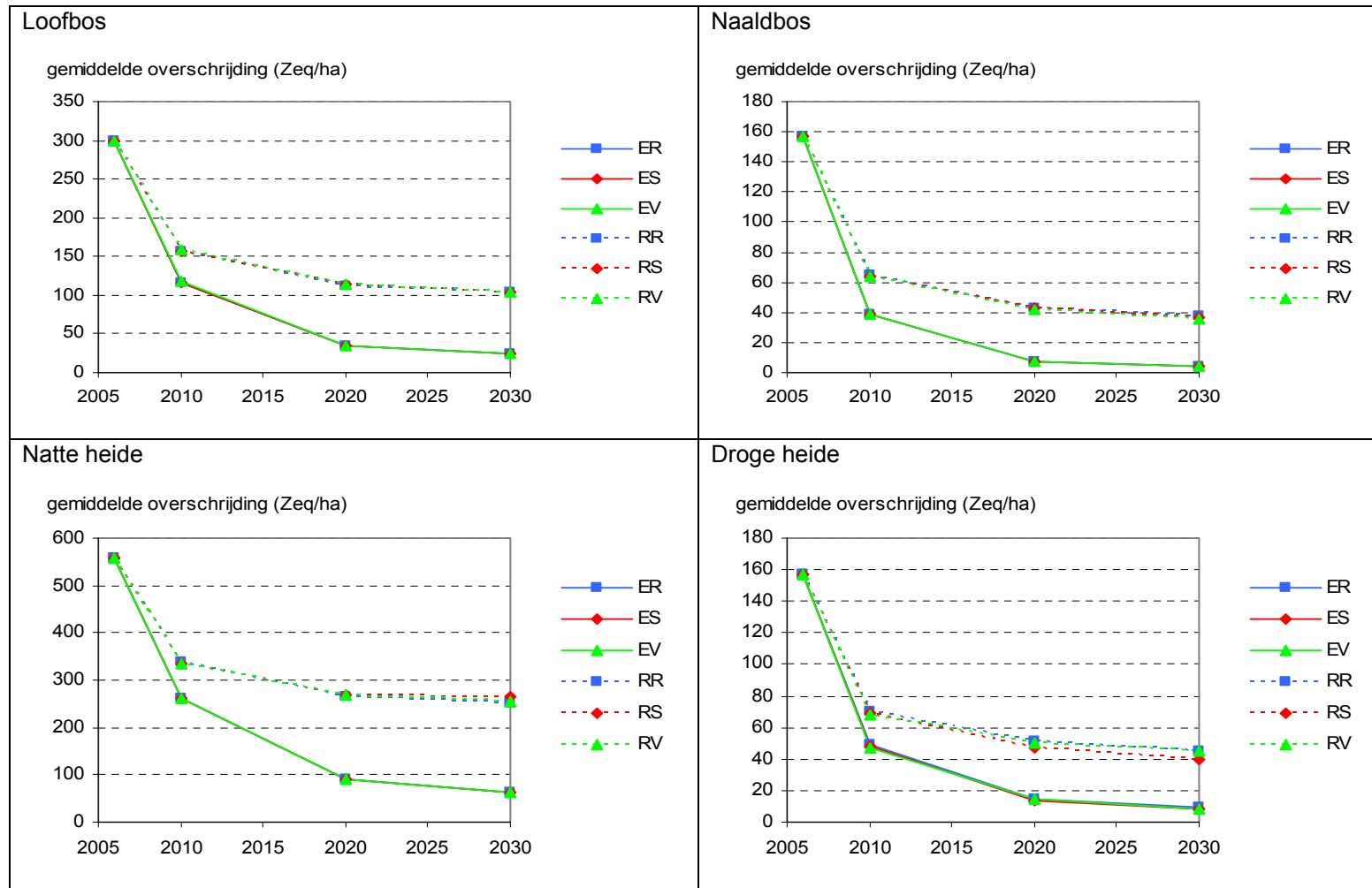
Tabel 16 geeft de gemiddelde overschrijding (zeq ha⁻¹ jaar⁻¹) van de kritische lasten voor verzuring in heide, grasland en bos voor het referentiejaar 2006 en voor de zichtjaren 2010, 2020 en 2030, voor de 6 combinaties van depositie en landgebruiksscenario's. De gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in 2030 zijn voor eenzelfde MIRA-depositiescenario gelijkaardig voor de drie NARA-landgebruiksscenario's, met uitzondering van grasland. De gemiddelde overschrijding in grasland is in het scenario 'Verweving' groter dan in de andere NARA-scenario's, en dit voornamelijk bij de hoogste depositiewaarden (het depositie-scenario 'Referentie'). Zo is in 2030 de gemiddelde overschrijding in grasland in het scenario 'Verweving' bij benadering anderhalf maal groter dan de overschrijding in de scenario's 'Referentie' en 'Scheiding'. De verschillen tussen de landgebruiksscenario's voor grasland worden veroorzaakt door de verschillen voor cultuurgrasland (Figuur 19). In het Referentie-scenario ligt de gemiddelde overschrijding hoger dan in het Europa-scenario.

Het verloop van de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring is voor de ecosysteemtipes afzonderlijk weergegeven in Figuren 18 en 19. Net als voor de oppervlakte zijn enkel voor cultuurgrasland verschillen tussen de NARA-scenario's waarneembaar, en dit voornamelijk in het depositie-scenario 'Referentie'. Het grootste deel van de afname in de gemiddelde overschrijding tussen 2006 en 2030 wordt reeds bereikt in 2010, waarna de gemiddelde overschrijding minder sterk afneemt. In bijlage 1b zijn de gemiddelde overschrijdingen voor het referentiejaar en de zichtjaren per ecosysteemtype opgenomen.

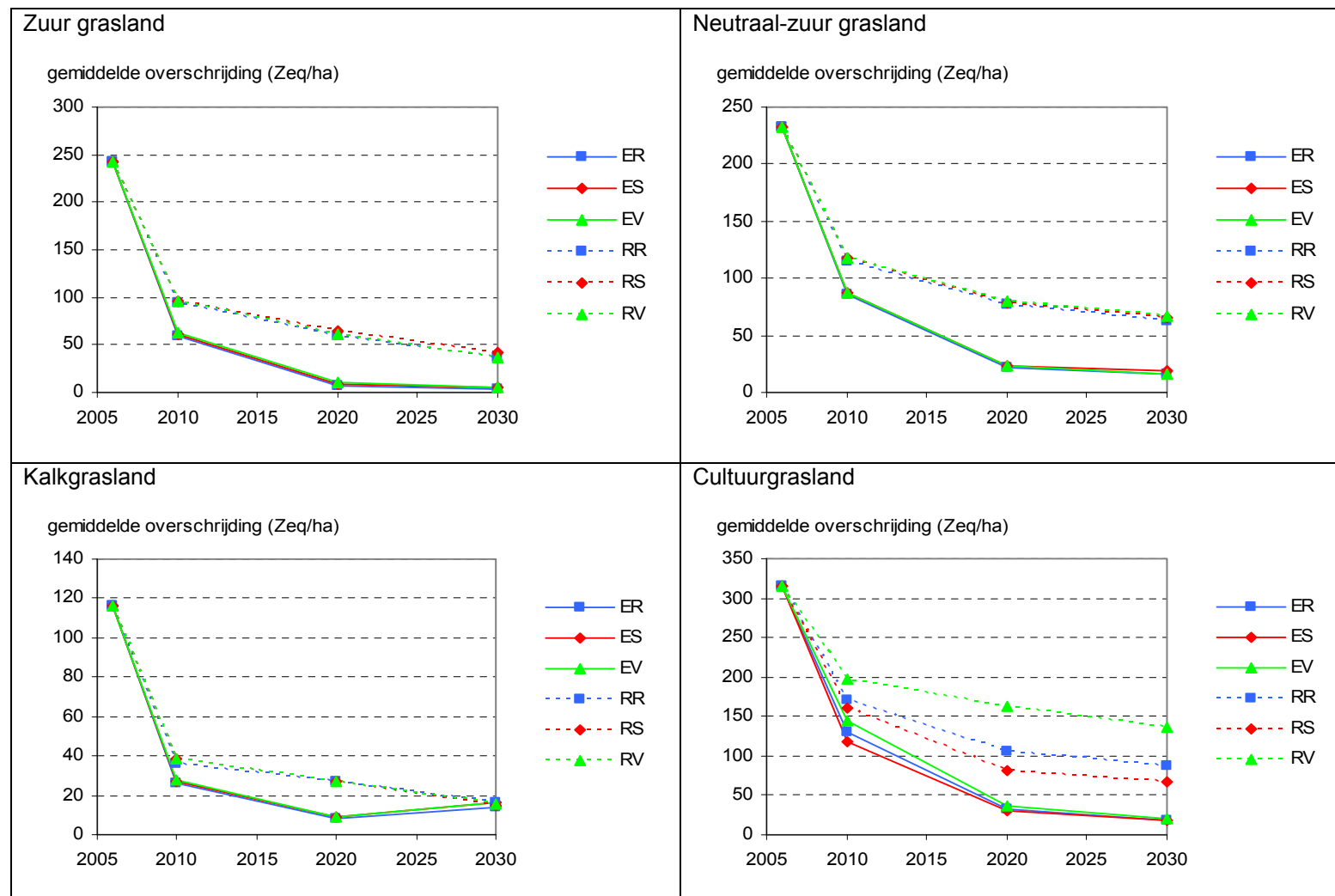
Tabel 16: Gemiddelde overschrijding (zeq ha⁻¹ jaar⁻¹) van de kritische lasten voor verzuring in heide, grasland en bos voor het referentiejaar 2006 en voor de zichtjaren 2010, 2020 en 2030 voor de twee MIRA-depositiescenario's en de drie NARA-landgebruiksscenario's

		Scenario 'Referentie'			Scenario 'Scheiding'			Scenario 'Verweving'		
2006		2010	2020	2030	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Referentie-scenario										
Heide	263	137	104	95	136	99	88	136	105	96
Grasland	252	119	76	58	116	73	56	131	110	88
Bos	246	127	92	86	128	92	85	128	92	84
Europa-scenario										
Heide		102	33	23	102	31	20	102	32	23
Grasland		89	23	15	86	22	15	97	17	17
Bos		92	26	19	92	26	18	92	26	18

Figuur 18: Evolutie van de gemiddelde overschrijding ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor verzuring in bos en heide



Figuur 19: Evolutie van de gemiddelde overschrijding ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor verzuring in grasland

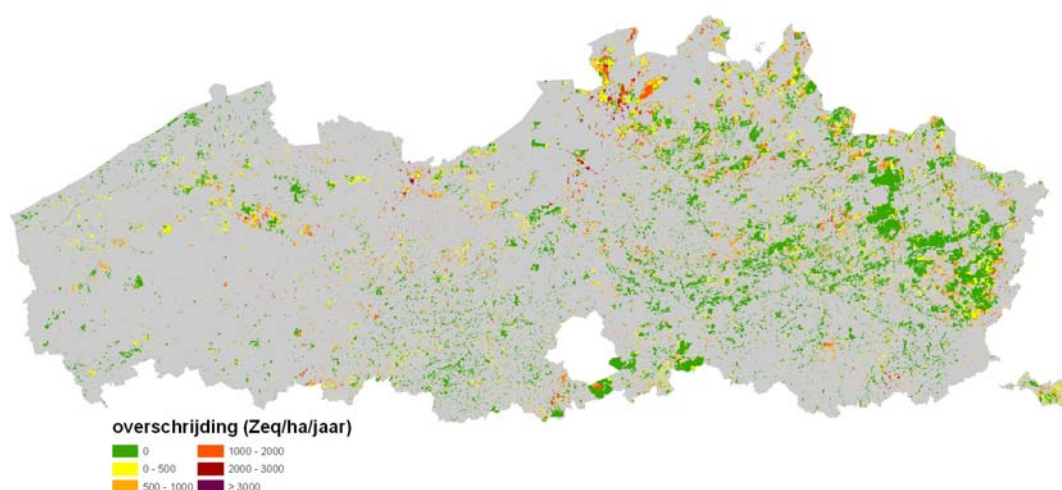


In de veronderstelling van het 'Referentie'-depositiescenario, zou in 2030 de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in heide, grasland en bos nog respectievelijk 88-96, 56-88 en 84-86 zeq ha⁻¹ jaar⁻¹ bedragen. In het 'Europa'-scenario zou de gemiddelde overschrijding in heide, grasland en bos nog maar 20-23, 15-17 en 18-19 zeq ha⁻¹ jaar⁻¹ bedragen.

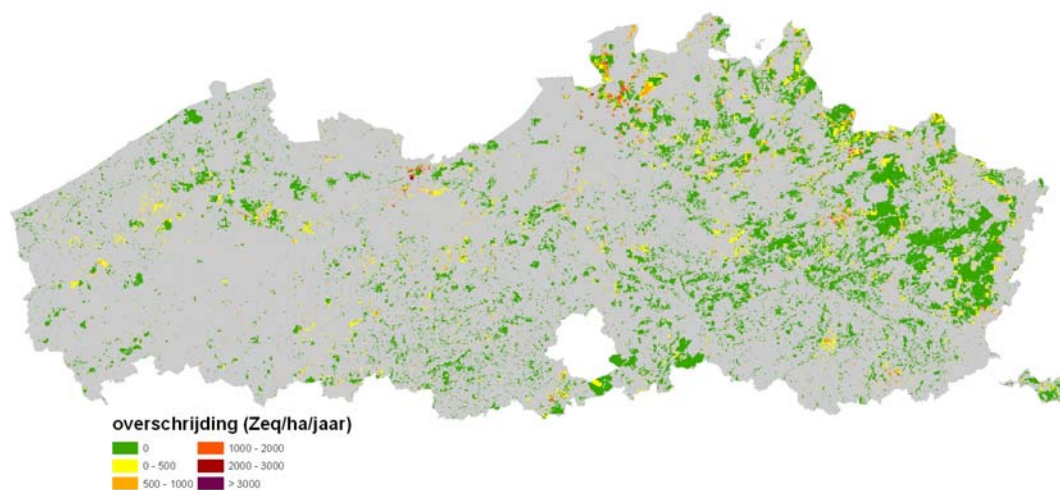
3.2.3 Spreidingskaarten overschrijding kritische lasten voor verzuring in 2030

Figuur 20 toont de spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2006 in geval van het MIRA-referentiescenario en het NARA RR-scenario. Figuren 21, 22 en 23 zijn de spreidingskaarten van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 in geval van het MIRA-referentiescenario, en dit voor de NARA-landgebruikscenario's 'Referentie', 'Scheiding' en 'Verweving', respectievelijk. Figuren 24, 25 en 26 tonen de spreidingskaarten in het Europa-scenario voor de NARA-landgebruikscenario's 'Referentie', 'Scheiding' en 'Verweving', respectievelijk. Hieruit blijkt dat zelfs op lokale schaal geen duidelijke verschillen in de overschrijding van de kritische lasten tussen de NARA-landgebruikscenario's naar voren komen. Ook verschillen tussen de MIRA-depositiescenario's met abstractie van de NARA-scenario's zijn niet herkenbaar voor het zichtjaar 2030.

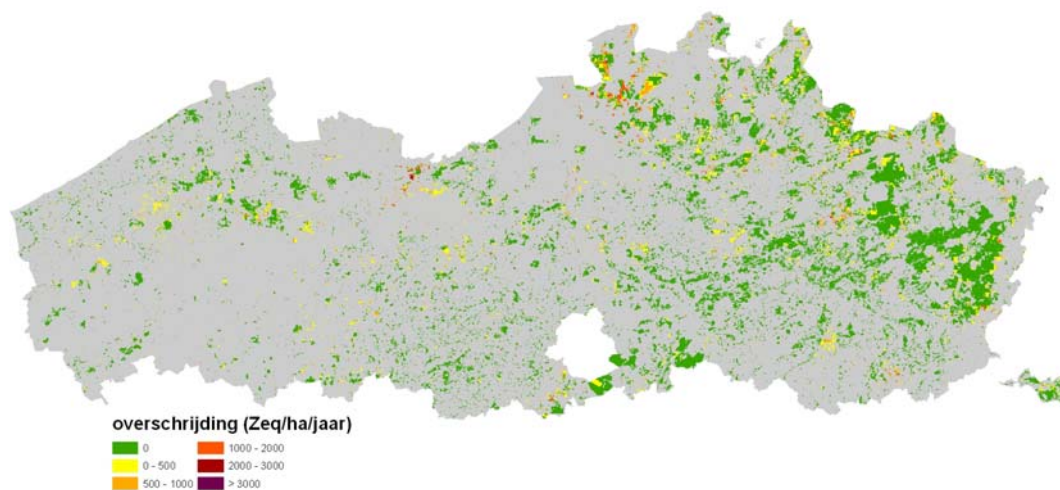
Figuur 20: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2006 voor het MIRA-REF-scenario en het NARA-RR-scenario



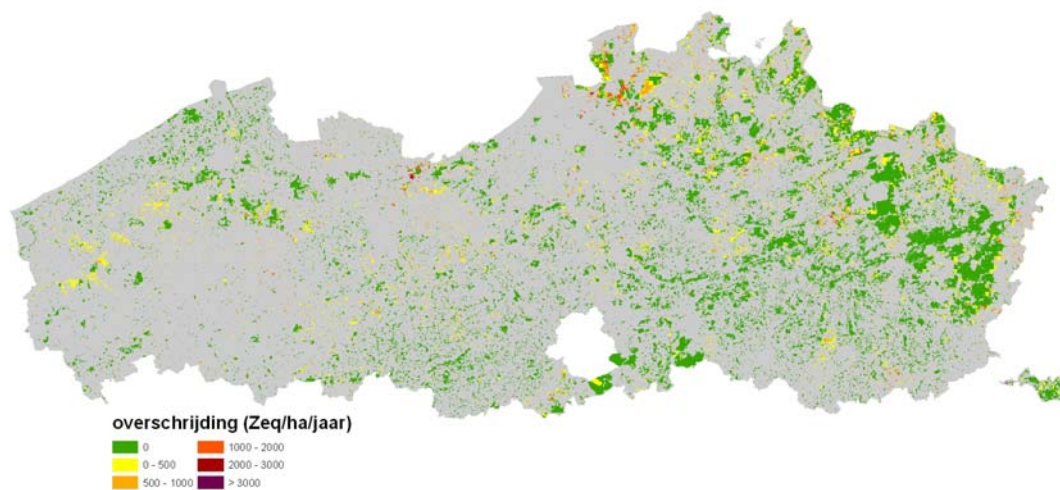
Figuur 21: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-REF-scenario en het NARA-RR-scenario



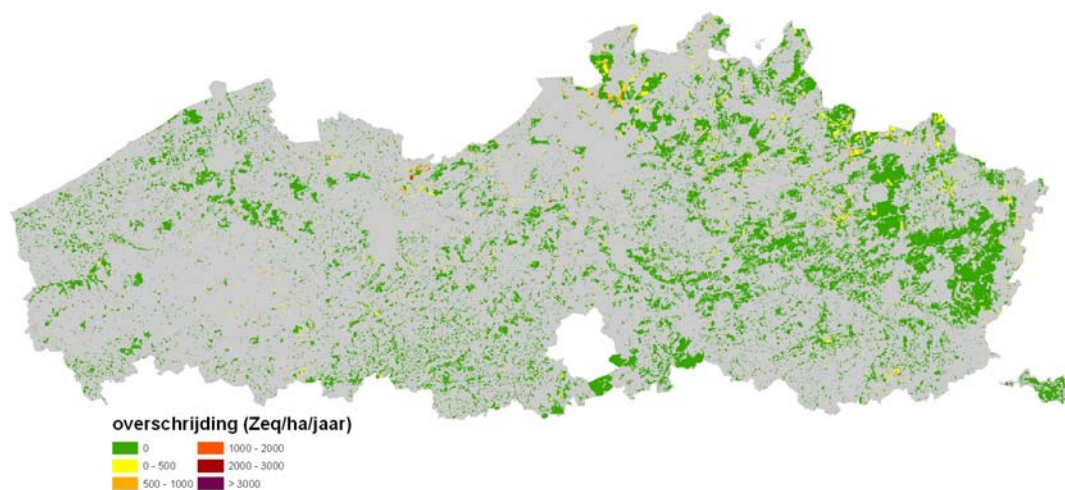
Figuur 22: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het NARA-RS-scenario



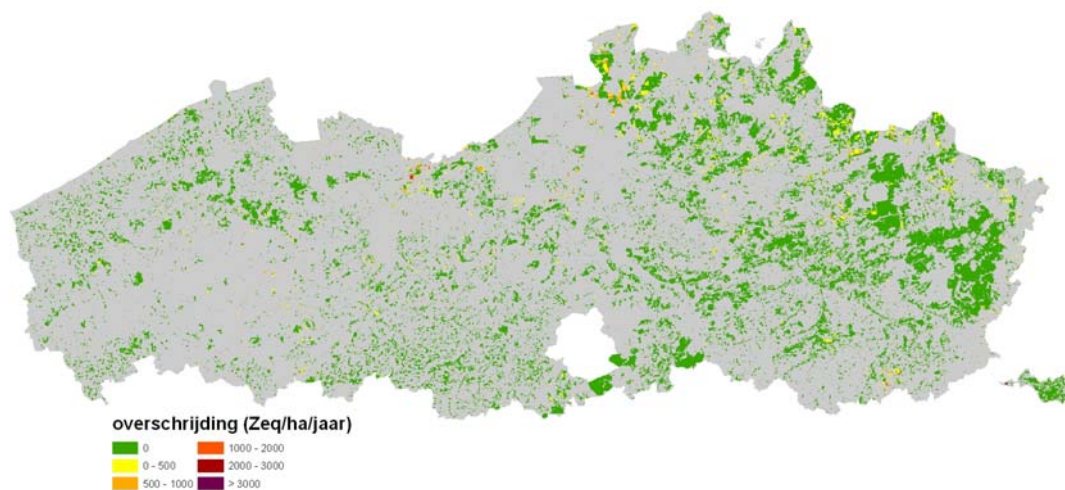
Figuur 23: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het NARA-RV-scenario



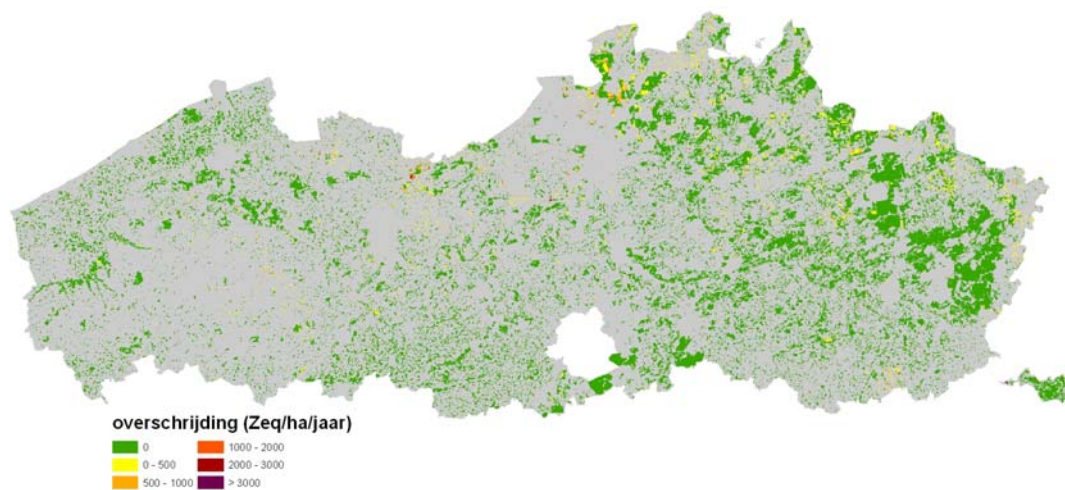
Figuur 24: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het MIRA EUR-scenario en het NARA-ER-scenario



Figuur 25: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het NARA-ES-scenario



Figuur 26: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het zichtjaar 2030 voor het NARA-EV-scenario



3.3 Vermesting

3.3.1 Oppervlakte natuur met overschrijding van kritische lasten voor vermisting

In Tabel 17 zijn de oppervlaktes (%) heide, grasland en bos met overschrijding van de kritische lasten voor vermisting opgelijst voor het referentiejaar 2006 en de zichtjaren 2010, 2020 en 2030, voor de 6 scenario's. De evolutie van de oppervlakte heide, grasland en bos met overschrijding en de oppervlakte met overschrijding in 2030 zijn gelijkaardig voor de drie NARA-landgebruikscenario's (*R, *S, *V). De verschillen tussen de MIRA-depositiescenario's (R* en E*) zijn verwaarloosbaar in 2010, maar de totale oppervlakte bos, heide en grasland met overschrijding zou in 2020 1,3 en in 2030 1,6 maal groter zijn in het 'Referentie'-scenario dan in het 'Europa'-scenario.

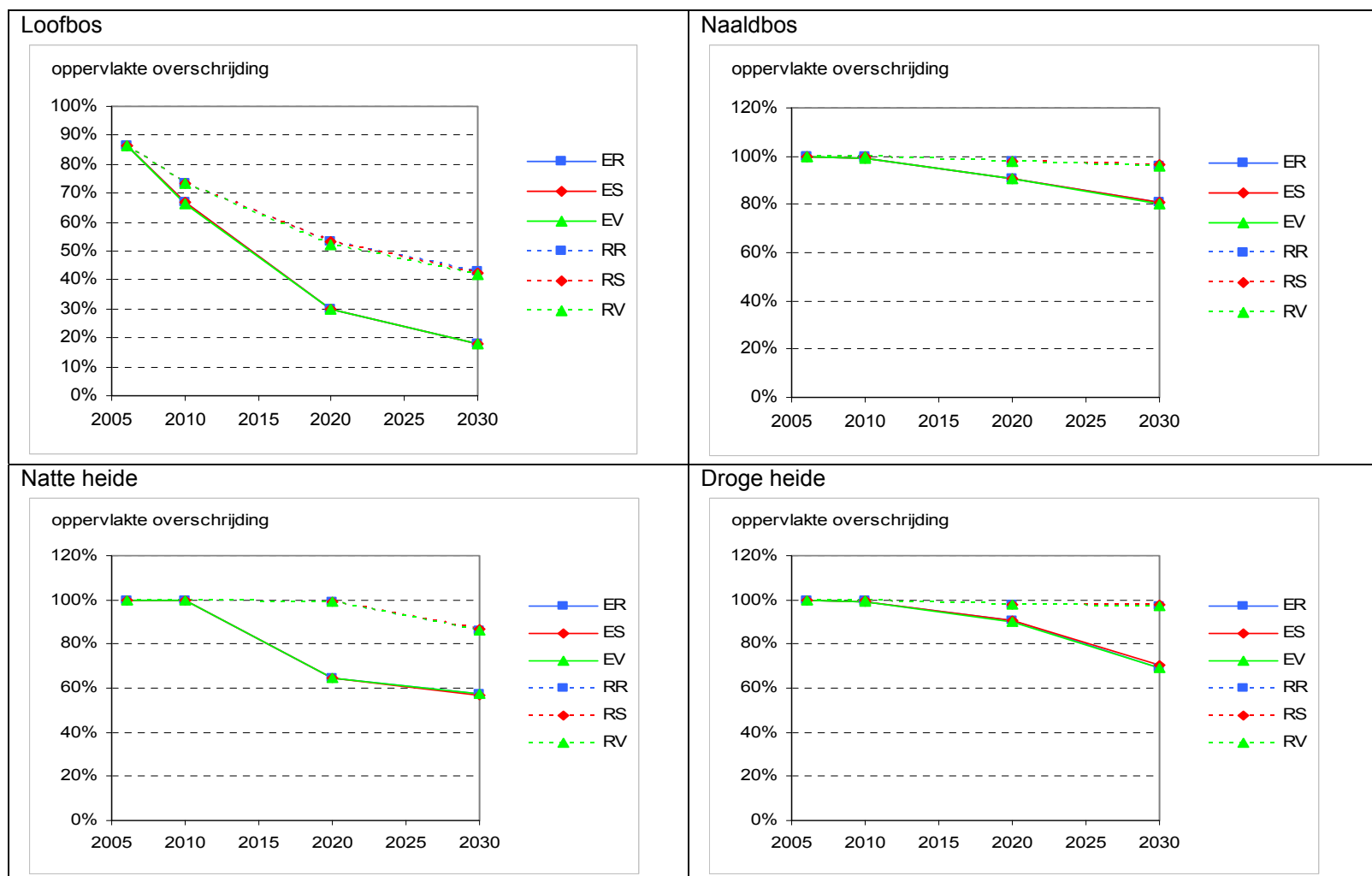
Figuren 27 en 28 tonen de evolutie van de oppervlakte met overschrijding van de kritische lasten voor vermisting voor de afzonderlijke ecosysteemtipes. In tegenstelling tot de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring, zijn de afnames in oppervlakteaandeel met overschrijding doorheen de tijd geleidelijker en minder drastisch (het grootste deel van de afname in 2006-2030 wordt niet reeds behaald in de periode 2006-2010). Verschillen in oppervlakte met overschrijding tussen de drie NARA-landgebruikscenario's zijn enkel waarneembaar in cultuurgrasland in het jaar 2020, en dan voornamelijk in geval van de laagste depositiewaarden (het MIRA-depositiescenario 'Europa'). Zo zijn de grootste afnames vast te stellen voor het 'Scheiding'-scenario en de kleinste afnames in het 'Verweving'-scenario.

De oppervlaktes met de overschrijding per ecosysteemtype (natte heide, droge heide, zuur grasland, neutraal-zuur grasland, kalkgrasland en cultuurgrasland) zijn beschikbaar in bijlage 2a.

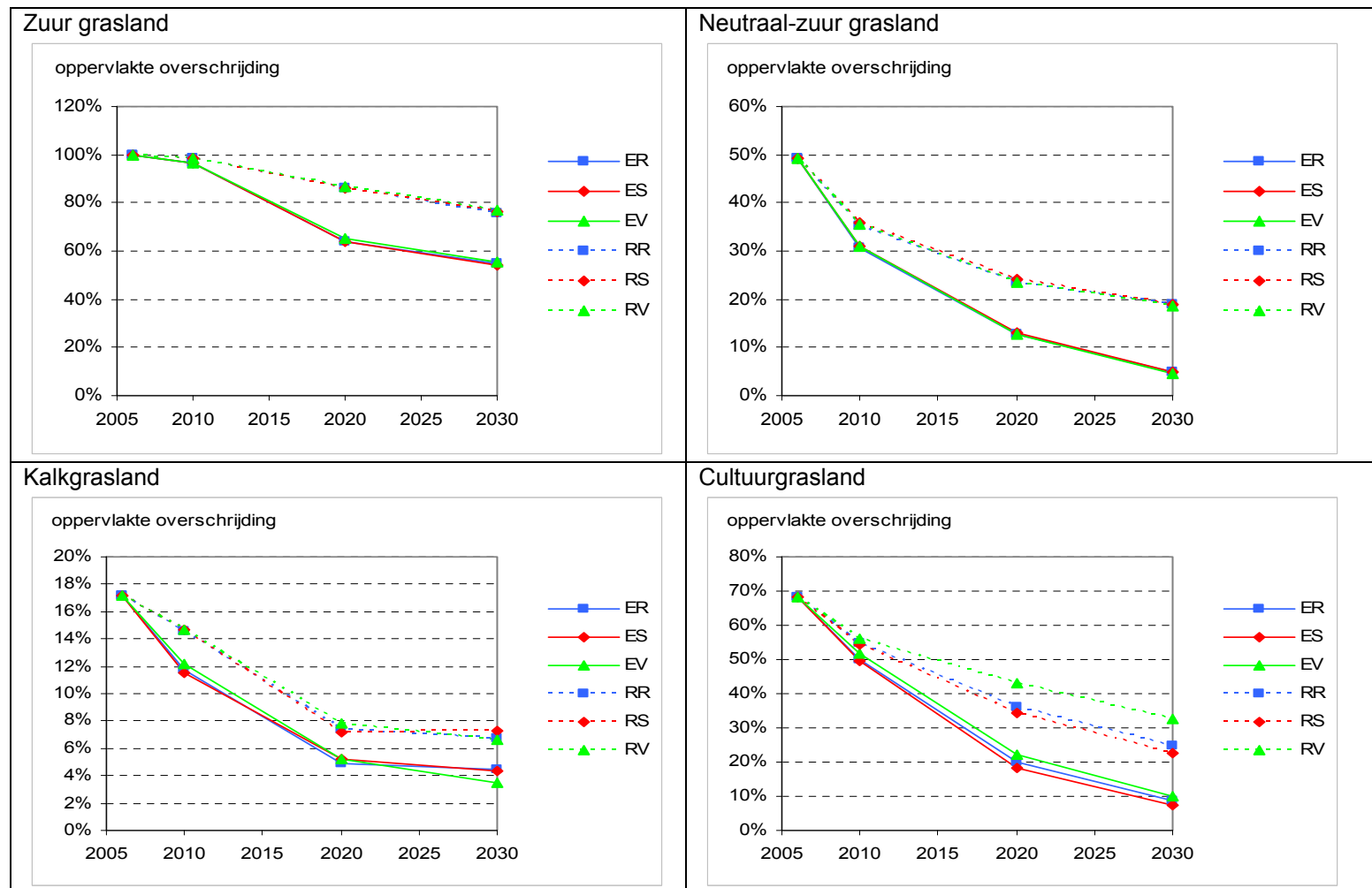
Tabel 17: Oppervlakte (%) heide, grasland, bos en totale natuur met overschrijding van de kritische lasten voor vermisting in het referentiejaar 2006 en de zichtjaren 2010, 2020 en 2030 voor de twee MIRA-depositiescenario's en de drie NARA-landgebruikscenario's

		Scenario 'Referentie'			Scenario 'Scheiding'			Scenario 'Verweving'		
		2010	2020	2030	2010	2020	2030	2010	2020	2030
2006*										
Referentie-scenario										
Heide	100	100	98	94	100	98	95	100	98	95
Grasland	68	60	46	39	60	47	41	60	47	40
Bos	91	82	66	57	82	67	58	82	66	58
Totaal	87	78	63	54	78	64	57	77	65	54
Europa-scenario										
Heide		99	84	66	99	84	68	99	84	66
Grasland		56	28	17	56	27	17	56	22	17
Bos		77	47	34	77	48	35	77	48	35
Totaal		73	42	29	73	43	31	72	42	29

Figuur 27: Evolutie van de oppervlakte bos en heide (%) met overschrijding van de kritische lasten voor vermessing



Figuur 28: Evolutie van de oppervlakte grasland (%) met overschrijding van de kritische lasten voor vermesting



Indien het depositiescenario 'Referentie' wordt verondersteld, zou in 2030 de oppervlakte heide, grasland en bos met overschrijding van de kritische lasten voor vermessing respectievelijk 94-95, 39-41 en 57-58 % bedragen van de totale oppervlakte. In de veronderstelling van het depositiescenario 'Europa' zou respectievelijk 66-68, 17 en 34-35 % van de oppervlakte heide, grasland en bos in 2030 te kampen hebben met overschrijding van de kritische lasten voor vermessing. We concluderen dat in 2030 54-57 % van de oppervlakte natuur zou te kampen hebben met overschrijding van de kritische lasten voor vermessing in geval van het Referentie-depositiescenario, terwijl dat voor het Europa-depositiescenario 29-31 % zou zijn.

3.3.2 Gemiddelde overschrijding van kritische lasten voor vermessing

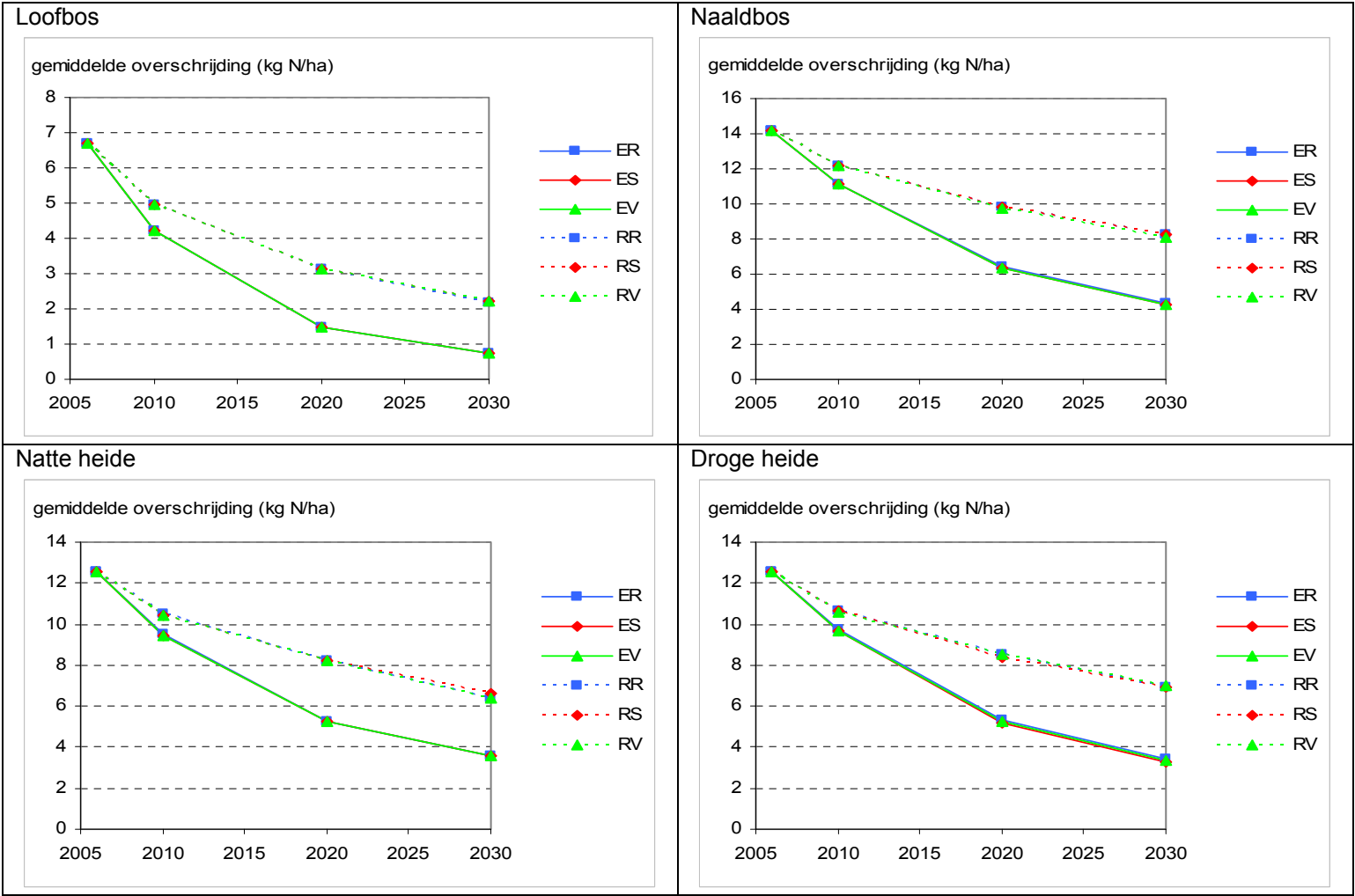
Tabel 18 toont de gemiddelde overschrijding ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor vermessing in heide, grasland en bos voor het referentiejaar en voor de zichtjaren 2010, 2020 en 2030, voor de MIRA-depositiescenario's 'Referentie' en 'Europa' en de NARA-landgebruikscenario's 'Referentie', 'Functiescheiding' en 'Functieverweving'. De trends in de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor vermessing tussen 2006 en 2030 zijn gelijkaardig voor de drie NARA-landgebruikscenario's. De gemiddelde overschrijdingen in beide MIRA-depositiescenario's zijn gelijkend in 2010. In 2020 en 2030 zijn de overschrijdingen 1,6 tot 3,4 maal groter in het MIRA-depositiescenario 'Referentie' dan in het Europa-scenario.

Figuren 29 en 30 stellen de evolutie van de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor vermessing voor, afzonderlijk per ecosysteemtype. Voor alle categorieën is de afname in gemiddelde overschrijding geleidelijk doorheen de periode 2006-2030, waarbij de gemiddelde overschrijding minder sterk afneemt in het depositiescenario 'Referentie' dan in het 'Europa'-scenario en gelijkaardige afnames optreden voor alle landgebruikscenario's. Ook hier zijn er verschillen tussen de NARA-landgebruikscenario's waarneembaar in cultuurgrasland, en dan voornamelijk in geval van het depositiescenario 'Referentie'. In bijlage 2b zijn de gemiddelde overschrijdingen per ecosysteemtype afzonderlijk opgenomen.

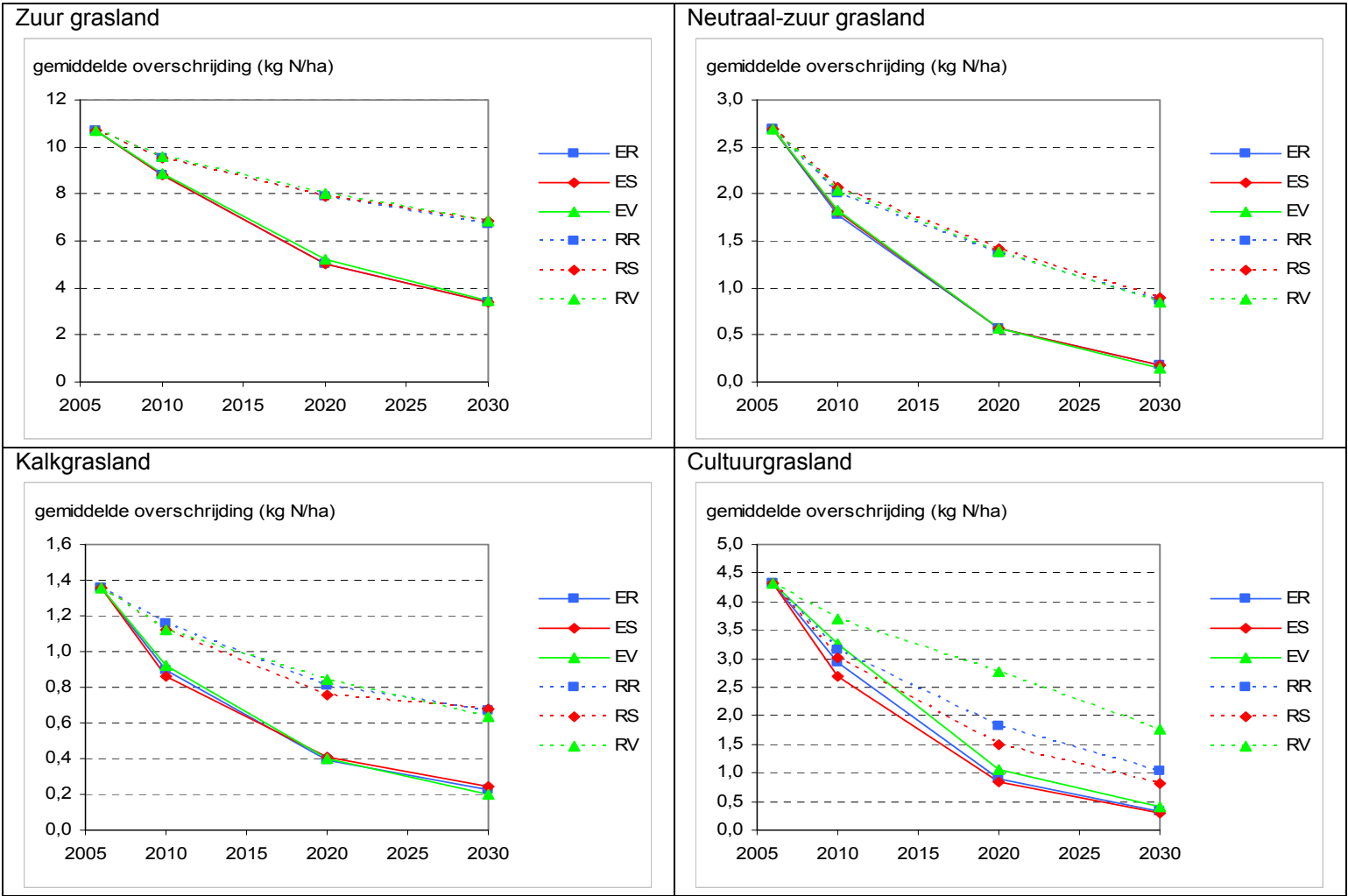
Tabel 18: Gemiddelde overschrijding ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor vermessing in heide, grasland, bos en totale natuur voor het referentiejaar 2006 en voor de zichtjaren 2010, 2020 en 2030, voor de twee MIRA- en de drie NARA-scenario's

		Scenario 'Referentie'			Scenario 'Scheiding'			Scenario 'Verweving'		
	2006*	2010	2020	2030	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Referentie-scenario										
Heide	12,5	10,6	8,4	6,8	10,6	8,4	6,9	10,6	8,4	6,8
Grasland	5,5	4,7	3,6	2,9	4,8	3,8	3,1	4,8	3,6	2,8
Bos	9,5	7,2	5,1	3,8	7,3	5,2	3,9	7,3	5,2	3,9
Europa-scenario										
Heide		9,7	5,3	3,5	9,6	5,2	3,4	9,6	5,3	3,4
Grasland		4,2	1,8	0,9	4,2	1,7	0,9	4,3	1,4	0,9
Bos		6,4	2,9	1,7	6,5	2,9	1,7	6,5	2,9	1,7

Figuur 29: Evolutie van de gemiddelde overschrijding (kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) van de kritische lasten voor vermessing in bos en heide



Figuur 30: Evolutie van de gemiddelde overschrijding (kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) van de kritische lasten voor vermessing in grasland

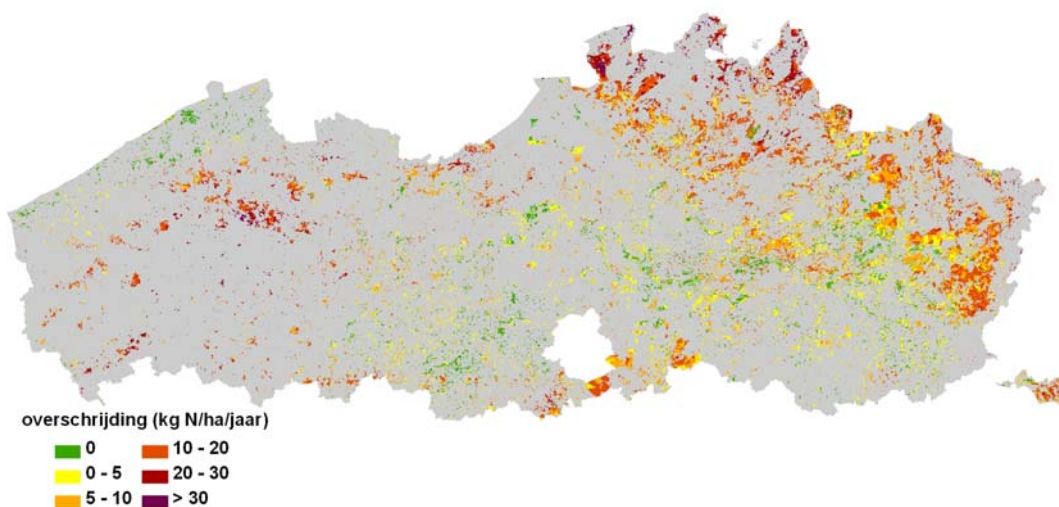


In 2030 zou volgens het 'Referentie'-depositiescenario de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor vermisting in heide, grasland en bos 6,8-6,9 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹, 2,8-3,1 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ en 3,8-3,9 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ bedragen. In het geval van het 'Europa'-scenario, zouden de kritische lasten voor vermisting in heide, grasland en bos overschreden worden met gemiddeld 3,4-3,5 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹, 0,9 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ en 1,7 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹.

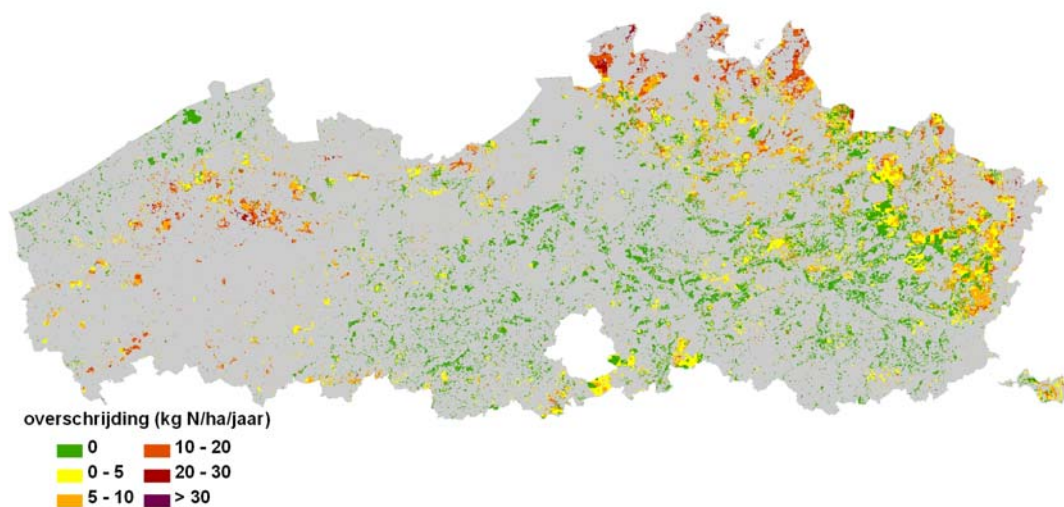
3.3.3 *Spreidingskaarten overschrijding van kritische lasten voor vermisting*

De spreidingskaarten van de overschrijding van de kritische lasten voor vermisting zijn voorgesteld voor het (i) MIRA-depositiescenario 'Referentie' voor het jaar 2006 in Figuur 31 (ii) MIRA-depositiescenario 'Referentie' voor het jaar 2030 in Figuren 32, 33 en 34 en (iii) MIRA-depositiescenario 'Europa' voor het jaar 2030 in figuren 35, 36 en 37, respectievelijk voor de NARA-landgebruikscenario's 'Referentie', 'Scheiding' en 'Verweving'. Uit de kaarten blijkt dat op lokale schaal, dus niet uitgemiddeld over gans Vlaanderen, de overschrijdingen van de kritische lasten voor vermisting niet verschillen tussen de drie NARA-landgebruikscenario's. De grootste overschrijdingen zouden optreden in het noorden van de provincie Antwerpen, centraal-Limburg en in West-Vlaanderen. De reden hiervoor is dat deze overschrijding-hotspots naaldbossen zijn op arme zandgrond, waarbij de gebieden in Antwerpen en West-Vlaanderen eveneens zijn onderworpen aan hoge depositiewaarden. Zo zien we op de kaarten voor het depositiescenario 'Europa' geen of een zeer beperkte overschrijding in de Limburgse bossen. In vergelijking met de kaarten voor het depositiescenario 'Referentie' is niet enkel de oppervlakte met overschrijding kleiner maar is ook de mate van overschrijding van de kritische lasten lager.

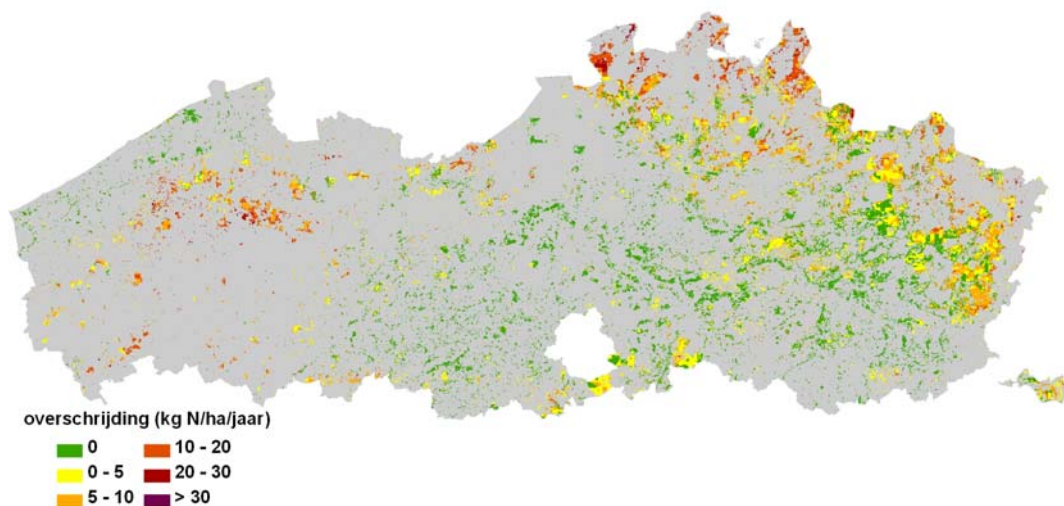
Figuur 31: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermisting in het zichtjaar 2006 voor het MIRA-R-scenario en het NARA-R-scenario ('RR')



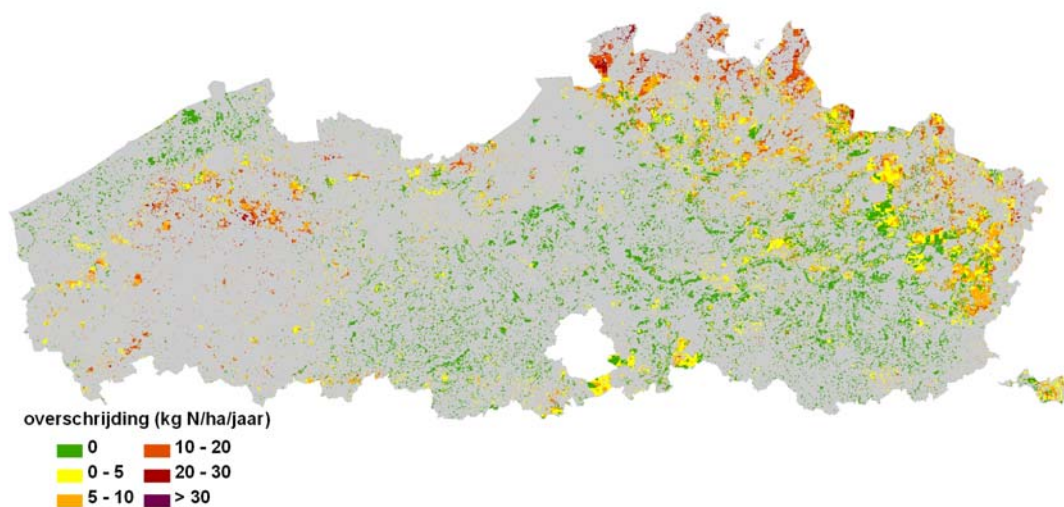
Figuur 32: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-R-scenario en het NARA-R-scenario ('RR')



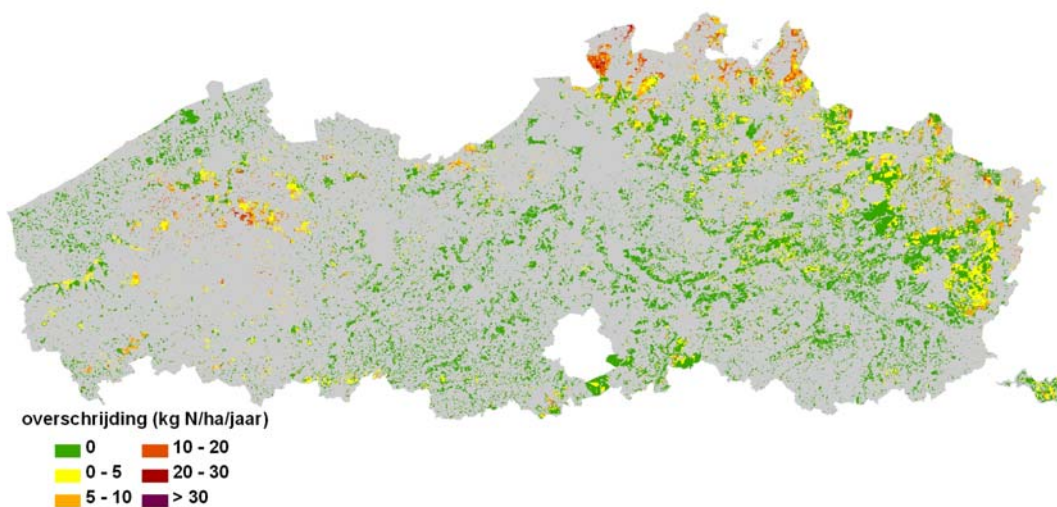
Figuur 33: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-R-scenario en het NARA-Scheiding-scenario ('RS')



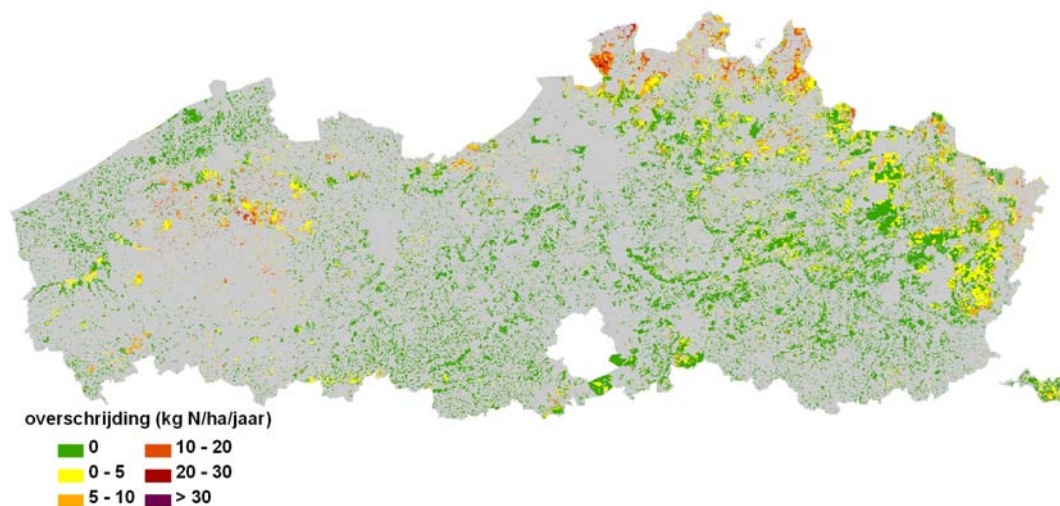
Figuur 34: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-R-scenario en het NARA-Verweving-scenario ('RV')



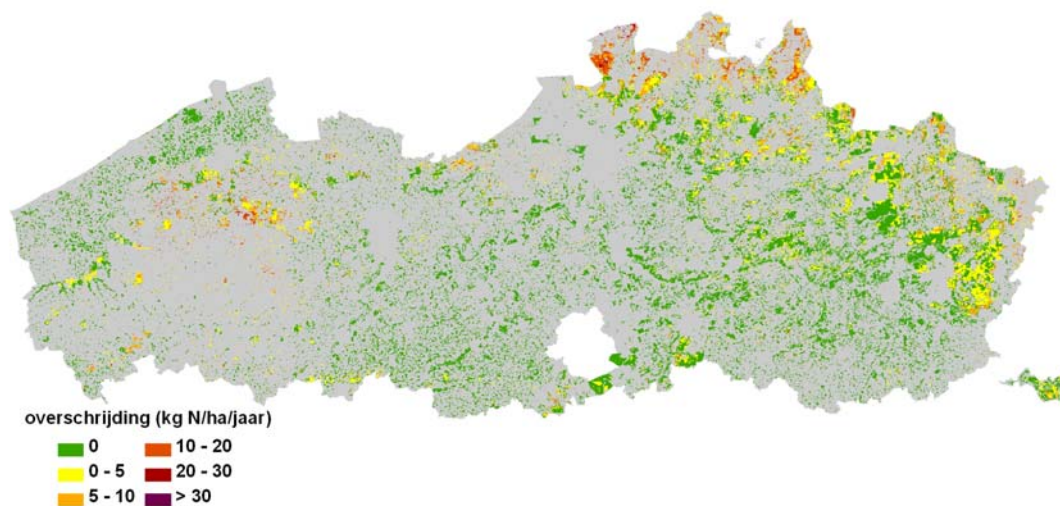
Figuur 35: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-Europa-scenario en het NARA-R-scenario ('ER')



Figuur 36: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-Europa-scenario en het NARA-Scheiding-scenario ('ES')



Figuur 37: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor vermesting in het zichtjaar 2030 voor het MIRA-Europa-scenario en het NARA-Verweving-scenario ('EV')



4 Samenvatting en conclusies

In deze studie werd de overschrijding van kritische lasten voor verzuring en vermisting bepaald voor natuur in Vlaanderen, en dit voor diverse toekomstscenario's. Deze scenario's omvatten enerzijds twee MIRA-scenario's voor de emissie en depositie van potentieel verzurende stoffen (NH_x , NO_y en SO_x), anderzijds drie NARA-scenario's voor landgebruik, beide gecombineerd tot zes scenario's en overspannen een periode van 2010 t.e.m. 2030. Het jaar 2006 werd beschouwd als referentiejaar. De overschrijdingen werden bepaald op basis van (i) verzurende en vermestende deposities berekend door VMM/VITO met een nieuwe versie van het OPS-model (Vlops.08), (ii) landgebruikkaarten aangeleverd door INBO en (iii) kritische lasten voor acht ecosysteemtipes of natuurcategorieën, namelijk grasland (zuur, neutraalzuur, kalk- en cultuurgrasland), heide (natte en droge heide) en bos (loof- en naaldbos). We gebruikten de meest recente kritische lasten voor Vlaanderen (Meykens & Vereecken, 2001; Staelens et al., 2006) gemodelleerd via een statische massabalans voor verzuring en voor stikstof (N). Kritische lasten geven het aanvaardbare lange-termijnniveau van de atmosferische depositie voor een ecosysteem dat in evenwicht is met die depositie. De kritische lasten voor verzuring werden berekend met het oog op de bescherming van plantenwortels tegen verzuring. Het criterium legt een maximale verhouding op tussen de concentratie aan aluminium en zogenaamde basische kationen in het bodemuitspoelingswater ($\text{Al}:\text{Bc} = 1$). Dit vaak gebruikte verzuringscriterium is vrij mild, en laat een verdere bodemverzuring toe, zoals meer in detail besproken wordt in een deelstudie naar herstel van verzuring in MIRA-S 2009 (Van Avermaet et al., 2009). De kritische lasten voor vermisting met het oog op de bescherming van biodiversiteit leggen een maximale N-concentratie (1 mg N L^{-1}) op in het bodemuitspoelingswater.

Nieuw aan deze studie is dat de betrokken natuurcategorieën op een andere manier werden afgebakend dan in vorige kritische-lastenstudies. Om het effect van toekomstig landgebruik op de overschrijding van kritische lasten te kunnen bepalen was het immers nodig om van het NARA-landgebruikmodel te vertrekken. De landgebruikklassen in dit ruimtemodel werden vervolgens omgezet in de acht natuurcategorieën. Deze werkwijze zorgde voor het jaar 2005 bij benadering voor een halvering van de in rekening gebrachte oppervlakte grasland (-45%) en heide (-51%) t.o.v. de studie van Meykens & Vereecken (2001). Voor bos werd relatief meer loofbos en minder naaldbos in rekening gebracht dan in eerdere studies. De verhouding naar oppervlakte van de acht onderscheiden ecosysteemtipes is belangrijk bij het bepalen van de gemiddelde overschrijding van kritische lasten voor natuur in Vlaanderen. Aangezien bijna drie vierden van de beschouwde oppervlakte natuur in deze studie uit bos bestaat, wegen de resultaten voor bos sterker door in het globale resultaat.

Omwille van de hoge graad van bosfragmentatie in Vlaanderen, en de invloed van bosranden op atmosferische depositie en kritische lasten, werden in dit onderzoek voor het eerst kritische lasten opgesteld voor bosranden. Dit gebeurde door voor alle termen in de massabalansen de verhouding te bepalen tussen bosranden en boskernen, en dit op basis van beschikbare veldmetingen in Vlaanderen. Uitgemiddeld voor een vaste bosrand van 50 m diepte waren de invoergegevens voor deposities en kritische lasten 9 tot 50% hoger in de bosrand dan in de boskern voor loofbossen, en 2 tot 59% hoger in de bosrand voor naaldbossen. Als gevolg hiervan waren de mediane kritische lasten voor verzuring en vermisting 17 tot 23% hoger in bosranden dan in boskernen. Bij de berekening van de overschrijding van kritische lasten in bossen werd vervolgens rekening gehouden met de verhouding tussen boskern en -rand en de blootstelling aan de overheersende windrichting in Vlaanderen voor $150 \times 150 \text{ m}^2$ bosroosterzellen. Het effect van het in rekening brengen van bosranden op de globale overschrijding van kritische lasten was echter beperkt. Dit komt onder meer door de vrij lage depositieniveaus in de huidige studie en het feit dat het OPS-model geen rekening houdt met de empirisch vastgestelde hogere depositie in naaldbossen dan in loofbossen (zie verder). Doordat het randeffect op deposities het grootst is in naaldbossen en het verschil in depositie tussen bosrand- en boskern als een verhouding geformuleerd werd, resulteren de lage OPS-deposities voor bos, en voor naaldbos in het bijzonder, in een onderschatting van de invloed van bosrandeffecten op de overschrijding van kritische lasten.

De resultaten in deze studie wijken sterk af van eerdere resultaten voor de overschrijding van kritische lasten, en suggereren dat de toestand van de Vlaamse natuur op vlak van verzuring en vermesting duidelijk verbetert bij zowel het Referentie- als Europa-scenario voor verzurende en/of vermestende emissies. Het is echter belangrijk op te merken dat de berekende overschrijdingen volgens de verschillende scenario's een directe weerspiegeling zijn van de aangeleverde OPS-deposities. Kritische lasten zijn namelijk quasi onafhankelijk van het depositieniveau, en veranderen dus niet in de tijd, met uitzondering van het beperkte effect van N-deposities op de gemodelleerde denitrificatie in de massabalans van N.

De verzurende en vermestende deposities in deze studie werden berekend (VMM/VITO) met een nieuwe versie van het OPS-model (Vlops.08). Uit validaties voor de luchtconcentraties van NH_x , NO_y en SO_x (zie WR Verzuring) blijkt dat deze modelversie nauwkeuriger is dan de vorige versies. Luchtconcentraties zijn echter maar een eerste stap in het model, en tot op heden ontbreekt een validatie van de berekende deposities. De huidige deposities blijken lager te liggen dan in vroegere OPS-berekeningen, wat belangrijke gevolgen heeft voor de overschrijding van kritische lasten. Een eerste reden voor het verschil in depositie is dat de huidige (droge) depositie niet gemodelleerd wordt op basis van een vaste ruwheidslengte per ecosysteem, maar via een variabele ruwheidslengte afgeleid van de Corine landgebruiksk kaart (250 x 250 m² roosterzellen). Dit verklaart voor bv. bos deels de lagere OPS-deposities, en de beperktere overschrijding van kritische lasten in de huidige studie.

De berekeningen werden uitgevoerd rekening houdend met wijzigend landgebruik zoals gemodelleerd door NARA. Niettemin kunnen de resultaten van de scenario's wel onderling vergeleken worden. Voor het Referentie-scenario vonden we dat in 2030 de oppervlakte grasland, heide en bos met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring zou afnemen van 39% in 2006 tot 19%, met een gemiddelde overschrijding voor heide, grasland en bos van slechts 56 tot 98 $\text{zeq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$. In het Europa-scenario was er nagenoeg geen overschrijding meer wat betreft verzuring: 6% van de oppervlakte en een verwaarloosbare overschrijding van 15 tot 23 $\text{zeq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$. Voor vermesting was de oppervlakte natuur met overschrijding van de kritische lasten in 2030 beduidend hoger in het Referentie-scenario (54%) dan in het Europa-scenario (29%). De gemiddelde overschrijding voor vermesting lag meer dan twee maal hoger in het Referentie-scenario (2,8 tot 6,9 $\text{kg N ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) dan in het Europa-scenario (0,9 tot 3,5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$). De berekende overschrijdingen nemen doorheen de tijd geleidelijker af voor vermesting dan voor verzuring. De afname van de N-emissies gebeurt in de MIRA-scenario's immers ook geleidelijker dan de afname voor de verzurende SO_x -emissies. Ondanks de lagere N-depositie in het Europa-scenario dan in het Referentie-scenario, wordt de kritische last voor vermesting in 2030 nog voor 66% van de heide-oppervlakte overschreden in het Europa-scenario.

Tussen de NARA-landgebruikscenario's 'Referentie', 'Functiescheiding' en 'Functieverweving' werden algemeen weinig verschillen gevonden in de overschrijding van kritische lasten. Voor verzuring loopt de evolutie tussen 2010 en 2030 van de oppervlaktes met overschrijding identiek voor de drie landgebruikscenario's, met uitzondering van cultuurgrasland. Voor deze natuurcategorie is de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring en vermesting in de scenario's met hoge deposities ('Referentie' of R*) groter voor het scenario 'Verweving' (RV) dan voor 'Referentie-landgebruik' (RR) en 'Scheiding' (RS). Voor de andere ecosysteemtipes was het effect van de landgebruikscenario's echter nauwelijks merkbaar.

Algemeen concluderen we dus dat de mogelijke verschillen in depositieniveau tussen 2010 en 2030, zoals weergegeven in de MIRA-scenario's, een veel groter effect kunnen hebben op de overschrijdingen van kritische lasten dan de mogelijke wijzigingen in landgebruik, zoals omschreven in de NARA-scenario's. Tenslotte benadrukken we dat beleidsmaatregelen rond verzuring en vermesting zich best richten op het beperken van de vermestende N-emissies. Lagere N-emissies verkleinen immers zowel de verzurende als vermestende effecten van menselijke activiteiten op semi-natuurlijke ecosystemen in Vlaanderen. Bovendien hebben lagere N-emissies ook gunstige gevolgen voor andere milieuthema's, zoals zwevend stof (fijn stof PM2.5) en fotochemische luchtverontreiniging (troposferische ozonvorming), met aantoonbare positieve effecten op de menselijke gezondheid.

Referenties

- Allewel, C., Manderscheid, B., Meesenburg, H., Bittersohl, J. 2000. Is acidification still an ecological threat? *Nature* 407, 856-866.
- Beier, C., Gundersen, P. 1989. Atmospheric deposition to the edge of a Spruce forest in Denmark. *Environmental Pollution* 60(3-4), 257-271.
- Beier, C., Gundersen, P., Rasmussen, L. 1992. A new method for estimation of dry deposition of particles base don throughfall measurements in a forest edge. *Atmospheric Environment* 26A(9), 1553-1559.
- Bredemeier, M., Matzner, E., Ulrich, B. 1990. Internal and external proton load to forest soils in northern Germany. *Journal of Environmental Quality* 19, 469-477.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5(1), 74-86.
- Clark, C.M. & Tilman, D. 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature* 451, 712-715.
- Craenen, H., Van Ranst, E., Groenemans, R., Tack, F., Verloo, M. 1996. Berekening en kartering van kritische lasten voor Vlaanderen. RUG, Gent.
- Craenen, H., Van Ranst, E., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. 2000. Calculation and mapping of critical loads of sulfur and nitrogen in Flanders, Belgium. *The Science of the Total Environment* 254, 55-64.
- De Coninck, F., Van Ranst, E. 1997. Bodemmeetnet in de bossen van het Vlaamse gewest - analyse van strooisellaag en minerale toplaag (0-10 cm) in 6 proefvlakken. Contract EV/IBW/BB94.02. Eindrapport, Universiteit Gent, Gent.
- De Schrijver, A., Devlaeminck, R., Mertens, J., Wuyts, K., Hermy, M., Verheyen, K. 2007. On the importance of incorporating forest edge deposition for evaluating exceedance of critical pollutant loads. *Applied Vegetation Science* 10, 293-298.
- De Schrijver, A., Nachtergale, L., Roskams, P., De Keersmaecker, L., Mussche, S., Lust, N. 1998. Soil acidification along an ammonium deposition gradient in a Corsican pine stand in northern Belgium. *Environmental Pollution* 102(S1), 427-431.
- de Vries, W., Posch, M. 2003. Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra Report 701. Alterra, Green World Research, Wageningen.
- de Vries, W., Reinds, G.J., Deelstra, H.D., Klap, J.M., Vel, E.M. 1998. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical report 1998. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva.
- Devlaeminck, R., De Schrijver, A., Hermy, M. 2005. Variation in throughfall deposition across a deciduous beech (*Fagus sylvatica* L.) forest edge in Flanders. *Science of the Total Environment* 337(1-3), 241-252.
- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W. 1995. A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air, and Soil Pollution* 85, 2253-2258.
- Draaijers, G.P.J., Ivens, W.P.M.F., Bleuten, W. 1988. Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy throughfall. *Water, Air, and Soil Pollution* 42(1-4), 129-136.
- Draaijers, G.P.J., Van Ek, R., Bleuten, W. 1994. Atmospheric deposition in complex forest landscapes. *Boundary-Layer Meteorology* 69, 343-366.
- Dupont, S., Brunet, Y. 2008. Edge flow and canopy structure: a large-eddy simulation study. *Boundary-Layer Meteorology* 126, 51-71.
- Gobin, A., Van Nevel, L., Vanden Auweele, W., Willems, E., Verlinden, G., Verheyen, K. 2006. Bepaling kritische lasten voor zware metalen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2005/06, Labo voor Bosbouw (UGent) en Bodemkundige Dienst van België.
- Gobin A., Uljee I., Van Esch L., Engelen G., de Kok J., van der Kwast H., Hens M., Van Daele T., Peymen J., Van Reeth W., Overloop S., Maes F. (2009) Landgebruik in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.20, www.milieuraapport.be, www.nara.be.
- Gundersen, P., Schmidt, I.K., and Rauland-Rasmussen, K. 2006. Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environmental reviews* 14, 1-57.

- Hasselrot, B., Grennfelt, P. 1987. Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. *Water, Air, and Soil Pollution* 34(1-4), 135-143.
- Hens, M., Van Reeth, W. & Dumortier, M. (2009) Scenario's. Wetenschappelijk rapport, NARA 2009. INBO.R.2009.18, www.nara.be.
- Honnay, O., Verheyen, K., Hermy, M. 2002. Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management* 161(1-3), 109-122.
- Klaassen, W., Lankreijer, H.J.M., Veen, A.W.L. 1996. Rainfall interception near a forest edge. *Journal of Hydrology* 185, 349-361.
- Langouche, D., Wiedemann, T., Van Ranst, E., Neiryndck, J., Langohr, R. 2002. Berekening en kartering van kritische lasten en overschrijdingen voor verzuring en eutrofiëring in boscosystemen in Vlaanderen [in Dutch]. In: Neiryndck, J., de Ridder, K., Langouche, D., Wiedemann, T., Kowalski, A., Ceulemans, R., Mensink, C., Roskams, P., Van Ranst, E. (Eds). *Verzuring en vermetinggevoeligheid van Vlaamse bosgebieden met gemodelleerde depositiefluxen*. Eindverslag van project VLINA 98/01, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor Natuurbehoud, Gent, pp. 65-100.
- Lindberg, S.E., Lovett, G.M. 1992. Deposition and forest canopy interactions of airborne sulfur: results from the Integrated Forest Study. *Atmospheric Environment* 26A(8), 1477-1492.
- Matlack, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United-States. *Biological Conservation* 66(3), 185-194.
- McDonald, R.I., Urban, D.L. 2004. Forest edges and tree growth rates in the North Carolina Piedmont. *Ecology* 85(8), 2258-2266.
- Meykens, J., Vereecken, H. 2001. Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermeting van ecosystemen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA. MIRA/2001/01, K.U.Leuven en Bodemkundige Dienst van België.
- Neiryndck, J., Genouw, G., Coenen, S., Roskams, P. 2004. Depositie en luchtkwaliteit in Vlaamse bosgebieden. IBW-rapport 2004-1. Instituut voor Bos- en Wildbeheer, Geraardsbergen, 71p.
- Nilsson, J., Grennfelt, P. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Report of the Skokloster workshop, Sweden March 1988. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Ould-Dada, Z., Copplestone, D., Toal, M., Shaw, G. 2002. Effect of forest edges on deposition of radioactive aerosols. *Atmospheric Environment* 36, 5595-5606.
- Pahl, U. 2000. Numerische Simulationen zum Einfluss von Waldbestandsinhomogenitäten auf die Windverhältnisse und die trockene Spurenstoffdeposition. Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimatologie der Universität Hannover. Ph.D. thesis, University of Hannover, Hannover, Germany, 100p.
- Schulze, E.-D. 1989. Air pollution and forest decline in spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244, 776-783.
- Spangenberg, A., Kölling, C. 2004. Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water, Air, and Soil Pollution* 152(1-4), 233-255.
- Stachurski, A., Zimka, J.R. 2002. Atmospheric deposition and ionic interactions within a beech canopy in the Karkonosze Mountains. *Environmental Pollution* 118(1), 75-87.
- Staelens J., Neiryndck J., Genouw G., Roskams P. 2006. Dynamische modellering van streeflasten voor bossen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2006/03. Rapport INBO.R.2006.12. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303, 1876-1879.
- Thimonier, A., Dupouey, J.L., Timbal, J. 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management* 55, 149-167.
- UBA. 2004. Mapping manual 2004. Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends. <http://www.icpmapping.org>.
- Ulrich, B. 1983. Soil acidity and its relations to acid deposition. In: Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.). *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*, p. 127-146. Reidel Publishing Company, Dordrecht.

- Van Avermaet P., Celis D., Fierens F., Deutsch F., Janssen L., Veldeman N., Viaene P., Wuyts K., Staelens J., De Schrijver A., Verheyen K., Vancraeynest L. Overloop S., (2009) Verzuring. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
- Van Hinsberg, A., de Vries, W. 2003. National contribution for the Netherlands. In: Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J., Downing, R.J. (eds.). Modelling and mapping of critical thresholds in Europe. CCE status report 2003, pp. 93-97.
- Weathers, K.C., Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A. 2001. Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: potential synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere. *Conservation Biology* 15(6), 1506-1514.
- Willi, J.C., Mountford, J.P., Sparks, T.H. 2005. The modification of ancient woodland ground flora at arable edges. *Biodiversity and Conservation* 14, 3215-3233.
- Wils, C., Paelinckx, D., Adams, Y., Berten, B., Bosch, H., De Knijf, G., De Saeger, S., Demolder, H., Guelinckx, R., Lust, P., Oosterlynck, P., Scheldeman, K., T'Jollyn, F., Van Hove, M., Vandenbussche, V. & Vriens, L., 2004. Biologische Waarderingskaart en natuurgerichte bodembedekkingkaart van het Vlaamse Gewest. Integratie van de BWK en vereenvoudiging tot een 90- en 32-delige legende (80% BWK, versie 2 van 1997 tot 2003 en 20% BWK, versie 1). Rapport en digitaal bestand Instituut voor Natuurbehoud IN. R2004.08 Brussel. 39 pp. URL: <http://www.inbo.be/ygen/bwk/Bodembedekking/Grondgebruikkaarten2004.pdf>.
- Wiman, B.L.B., Ågren, G.I. 1985. Aerosol depletion and deposition in forests - a model analysis. *Atmospheric Environment* 19, 335-347.
- Wiman, B.L.B., Lannefors, H.O. 1985. Aerosol characteristics in a mature coniferous forest - methodology, composition, sources and spatial concentration variations. *Atmospheric Environment* 19, 349-362.
- Wuyts, K. 2009. Patterns of throughfall deposition, nitrate seepage, and soil acidification in contrasting forest edges. Doctoraatsthesis, Universiteit Gent, 204p.
- Wuyts, K., De Schrijver, A., Staelens, J., Gielis, L., Geudens G., Verheyen K. 2008a. Patterns of throughfall deposition along a transect in forest edges of silver birch and Corsican pine. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 449-461.
- Wuyts, K., De Schrijver, A., Staelens, J., Gielis, L., Vandenbruwane, J., Verheyen, K. 2008b. Comparison of forest edge effects on throughfall deposition in different forest types. *Environmental Pollution* 156, 854-861.
- Wuyts, K., De Schrijver, A., Vermeiren, F., Verheyen, K. 2009. Gradual edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257, 679-687.
- Zavaleta, E.S., Shaw, M.R., Chiariello, N.R., Thomas, B.D., Cleland, E.E., Field, C.B., Mooney, H.A. 2003. Grassland responses to three years of elevated temperature, CO₂, precipitation and N deposition. *Ecological monographs* 73, 585-604.

Bijlagen

Bijlage 1a

Overzicht van de oppervlakte natuur (%) met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring voor de afzonderlijke ecosysteemtipes in het referentiejaar 2006 en in de zichtjaren 2010 t.e.m. 2030, voor de twee MIRA-scenario's en de drie NARA-scenario's.

	Scenario 'Referentie'				Scenario 'Scheiding'			Scenario 'Verweving'		
	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Referentie-scenario										
Loofbos	43	30	24	23	30	24	23	30	25	23
Naaldbos	29	16	11	10	16	11	9	16	11	9
Natte heide	48	43	37	34	43	37	35	43	37	33
Droge heide	27	14	10	9	14	10	8	13	10	8
Zuur grasland	45	24	18	15	24	19	15	24	19	15
Neutraal-zuur grasland	40	27	21	20	28	22	21	28	22	21
Kalkgrasland	15	6	4	2	7	5	3	7	3	3
Cultuurgrasland	61	49	34	29	49	31	25	51	44	40
Europa-scenario										
Loofbos		25	13	9	25	13	9	25	13	9
Naaldbos		11	3	2	11	2	2	11	2	2
Natte heide		43	25	17	42	26	17	42	26	17
Droge heide		9	4	4	9	4	3	9	4	4
Zuur grasland		17	2	1	18	3	2	18	3	1
Neutraal-zuur grasland		23	7	5	23	7	5	23	8	5
Kalkgrasland		6	2	4	6	3	4	6	2	3
Cultuurgrasland		39	11	6	37	10	6	41	13	8

Bijlage 1b

Overzicht van de gemiddelde overschrijding (zeq ha⁻¹ jaar⁻¹) van de kritische lasten voor verzuring voor de afzonderlijke ecosysteemtipes in het referentiejaar 2006 en in de zichtjaren 2010 t.e.m. 2030, voor de twee MIRA-scenario's en de drie NARA-scenario's.

	Scenario 'Referentie'				Scenario 'Scheiding'			Scenario 'Verweving'		
	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Referentie-scenario										
Loofbos	299	157	112	104	158	113	105	159	114	104
Naaldbos	157	64	43	38	64	43	37	64	42	35
Natte heide	560	338	265	252	335	268	266	336	267	255
Droge heide	157	70	51	45	69	47	39	68	50	45
Zuur grasland	242	94	59	36	96	64	41	95	62	37
Neutraal-zuur grasland	233	115	77	63	118	79	66	118	80	67
Kalkgrasland	116	36	27	16	39	27	15	39	27	15
Cultuurgrasland	316	170	107	88	161	81	67	198	162	137
Europa-scenario										
Loofbos		116	34	24	117	34	24	117	34	24
Naaldbos		39	7	4	39	7	4	38	7	4
Natte heide		263	89	64	263	90	64	262	90	64
Droge heide		49	14	9	48	13	8	48	14	9
Zuur grasland		59	7	4	61	9	5	63	10	6
Neutraal-zuur grasland		27	86	22	16	87	23	18	87	24
Kalkgrasland		26	8	14	27	9	17	27	9	16
Cultuurgrasland		131	33	19	119	30	18	143	37	21

Bijlage 2a

Overzicht van de oppervlakte natuur (%) met overschrijding van de kritische lasten voor vermessing voor de afzonderlijke ecosysteemtipes in het referentiejaar 2006 en in de zichtjaren 2010 t.e.m. 2030, voor de twee MIRA-scenario's en de drie NARA-scenario's.

	Scenario 'Referentie'				Scenario 'Scheiding'			Scenario 'Verweving'		
	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Referentie-scenario										
Loofbos	86	74	53	43	74	53	43	73	52	42
Naaldbos	100	100	98	96	100	98	96	100	98	96
Natte heide	100	100	99	86	100	99	87	100	99	86
Droge heide	100	100	98	97	100	98	98	100	98	97
Zuur grasland	100	98	86	76	98	86	77	98	86	77
Neutraal-zuur grasland	49	35	24	19	36	24	19	36	23	19
Kalkgrasland	17	15	7	7	15	7	7	15	8	7
Cultuurgrasland	68	55	36	25	54	34	23	56	43	32
Europa-scenario										
Loofbos		67	30	18	67	30	18	66	30	18
Naaldbos		99	91	81	99	91	81	99	90	80
Natte heide		100	65	57	100	65	57	100	65	57
Droge heide		99	90	69	99	90	70	99	90	69
Zuur grasland		97	64	55	97	64	54	97	65	55
Neutraal-zuur grasland		31	13	5	31	13	5	31	13	5
Kalkgrasland		12	5	4	12	5	4	12	5	4
Cultuurgrasland		50	20	9	49	18	7	52	22	10

Bijlage 2b

Overzicht van de gemiddelde overschrijding ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van de kritische lasten voor vermisting voor de afzonderlijke ecosysteemtipes in het referentiejaar 2006 en in de zictjaren 2010 t.e.m. 2030, voor de twee MIRA-scenario's en de drie NARA-scenario's.

	Scenario 'Referentie'				Scenario 'Scheiding'			Scenario 'Verweving'		
	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Referentie-scenario										
Loofbos	6,7	5,0	3,1	2,2	5,0	3,1	2,2	4,9	3,1	2,2
Naaldbos	14,2	12,2	9,8	8,2	12,2	9,8	8,2	12,2	9,8	8,1
Natte heide	12,5	10,5	8,2	6,4	10,4	8,2	6,6	10,4	8,2	6,4
Droge heide	12,6	10,7	8,5	7,0	10,6	8,4	6,9	10,6	8,5	7,0
Zuur grasland	10,7	9,5	7,9	6,7	9,5	7,9	6,8	9,6	8,0	6,8
Neutraal-zuur grasland	2,7	2,0	1,4	0,9	2,1	1,4	0,9	2,0	1,4	0,8
Kalkgrasland	1,4	1,2	0,8	0,7	1,1	0,8	0,7	1,1	0,8	0,6
Cultuurgrasland	4,3	3,2	1,8	1,0	3,0	1,5	0,8	3,7	2,8	1,8
Europa-scenario										
Loofbos		4,2	1,5	0,7	4,2	1,5	0,7	4,2	1,5	0,8
Naaldbos		11,2	6,4	4,3	11,2	6,4	4,3	11,2	6,3	4,2
Natte heide		9,5	5,3	3,6	9,5	5,3	3,6	9,5	5,3	3,6
Droge heide		9,7	5,3	3,4	9,7	5,2	3,3	9,6	5,2	3,4
Zuur grasland		8,8	5,0	3,4	8,8	5,0	3,4	8,9	5,2	3,5
Neutraal-zuur grasland		1,2	1,8	0,6	0,2	1,8	0,6	0,2	1,8	0,6
Kalkgrasland		0,9	0,4	0,2	0,9	0,4	0,2	0,9	0,4	0,2
Cultuurgrasland		2,9	0,9	0,3	2,7	0,8	0,3	3,3	1,1	0,4